Table of Contents

# 1. RESUMEN EJECUTIVO

El presente documento corresponde a un extracto del segundo Reporte de Gestión considerado en el proyecto “Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas Bajo Planes de Manejo, Año 2019”, en el marco del Convenio de Desempeño D. Ex. N°170/2018 del MINECOM, entre el Instituto de Fomento Pesquero y el Ministerio de Economía y Empresas de Menor Tamaño.

Este documento contiene la evaluación de stock para la determinación del estatus de erizo (*Loxechinus albus*) en las denominadas Décima Región Norte, Décima Región Sur y Úndécima Región, que no presentan cambios notables con respecto a la evaluación del periodo anterior. El punto biológico de referencia propuesto, un 40% de reducción de la Biomasa Desovante Virginal, señala para la zona X Norte una reducción a un nivel de 20% la Biomasa Desovante, a un 43,1% la situación de la población en la zona X Sur y a un 20,8% la condición de la zona XI. Los resultados fueron presentados al Comité Científico Técnico Bentónico como antecedente para la recomendación manejo para el año 2021 en la macrozona X y XI regiones.

A su vez se realizaron observaciones y mejoras comprometidas como parte del proceso de revisión por pares que durante el año se realizó para el proceso de evaluación de stock de esta pesquería y que llevo a cabo el CAPES-UC (Centre of Applied Ecology & Sustainability) entre los meses de Mayo y Diciembre del 2020.

# 2. INTRODUCCIÓN

Con el objetivo de una gestión participativa de los usuarios de las pesquerías bentónicas en la administración de los recursos de los cuales son usuarios, la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SSPA) desarrolló en años recientes un enfoque de manejo, basado en un principio en Mesas de Trabajo. Estas mesas tuvieron el propósito de avanzar en la formulación de Planes de Manejo Bentónicos, que posteriormente, al amparo de las disposiciones de la Ley 20.560 del año 2012 y la Ley 20.657 de 2013, generaron la creación de los actuales Comités de Manejo de Pesquerías Bentónicas.

Estos Planes de Manejo Bentónicos, constituyen una medida administrativa de comanejo de las pesquerías, con menor estructuración reglamentaria que las tradicionales AMERB, pero con mayor cobertura territorial, de recursos involucrados y número de usuarios.

En el presente programa de Seguimiento de Pesquerías, parte del soporte para los Planes de Manejo tiene su inicio en el año 2015, con el objetivo de generar información que permita un pronunciamiento del estado de los recursos pesqueros administrados bajo el Plan de Manejo. Así, este programa se organiza de forma de implementar y desarrollar modelos de evaluación para recursos que carecen de esta asistencia técnica en forma previa, en muchos de los casos. La condición incipiente de esta forma de administrar los recursos bentónicos en Chile, ha generado Planes de Manejo heterogéneos, con diversidad de objetivos, que han hecho que la asesoría se enmarque en la transversalidad que supone la sostenibilidad y enfoque precautorio que enmarca la Ley de Pesca. La asesoría en el corto plazo, debe reconocer esta diversidad y considera escenarios de desarrollos metodológicos de evaluación con diversos niveles de robustez estadística e incertidumbre. A su véz, los Planes de Manejo Bentónicos, no necesariamente tienen considerado en su diseño en forma explícita los indicadores que permiten la evaluación de sus objetivos, por lo que se requiere, además, generar los medios de evaluación apropiados a una diversidad de recursos, con las limitaciones ya señaladas.

## Contexto Normativo de los Planes de Manejo Bentónico

La Ley General de Pesca y Acuicultura (LGPA), en el Título I, Artículo 2, numeral 33, define al Plan de Manejo como un “compendio de normas y conjunto de acciones que permiten administrar una pesquería, basado en el conocimiento actualizado de los aspectos biopesqueros, económico y social que se tenga de ella”. En este contexto, la LGPA, incorpora los Planes de Manejo Bentónicos y los Comités de Manejo como un elemento para la administración de recursos bentónicos de invertebrados y algas. Lo anterior, permite el establecimiento de un Plan de Manejo aplicable a todo o parte de una Región política, dando la posibilidad a los usuarios de contribuir en la ordenación y administración del recurso o recursos identificados en el Plan de Manejo.

En el Título II, Párrafo 3°, Artículo 8°, se establece que para la administración y manejo de las pesquerías que tengan su acceso cerrado, así como las pesquerías declaradas en régimen de recuperación y desarrollo incipiente, la SSPA deberá establecer un Plan de Manejo, el que deberá contener, a lo menos, los siguientes aspectos:

Antecedentes generales, tales como el área de aplicación, recursos involucrados, áreas o caladeros de pesca de las flotas que capturan dicho recurso y caracterización de los actores, tanto artesanales como industriales y del mercado. Objetivos, metas y plazos para mantener o llevar la pesquería al rendimiento máximo sostenible de los recursos involucrados en el plan. Estrategias para alcanzar los objetivos y metas planteados, las que podrán contener las medidas de conservación y administración que deberán adoptarse de conformidad a lo establecido en esta ley, y acuerdos para resolver la interacción entre los diferentes sectores pesqueros involucrados en la pesquería. • Criterios de evaluación del cumplimiento de los objetivos y estrategias establecidos. • Estrategias de contingencia para abordar las variables que pueden afectar la pesquería. • Requerimientos de investigación y de fiscalización. • Cualquier otra materia que se considere de interés para el cumplimiento del objetivo del Plan.

La Ley permite elaborar un Plan de Manejo con participación de los usuarios de la pesquería, incorporando, diversas instancias de participación que contribuyan a dar mayor viabilidad al Plan (Palta et al., 2014). En este contexto, para la elaboración de la propuesta, implementación, evaluación y adecuación del Plan de Manejo, la SSPA debe encargarse de constituir un Comité de Manejo, el que tendrá el carácter de asesor de esta institución y será presidido por el funcionario que el Subsecretario de Pesca designe para tal efecto.

Dicho Comité, es integrado por no menos de dos ni más de siete representantes de los pescadores artesanales inscritos en la pesquería involucrada, debiendo provenir de regiones distintas en caso que haya más de una involucrada, tres representantes del sector pesquero industrial que cuenten con algún título regulado en la ley sobre dicha pesquería, debiendo provenir de regiones o unidades de pesquería distintas en caso que haya más de una involucrada, un representante de las plantas de proceso de dicho recurso y un representante del Sernapesca.

La Ley establece que un reglamento determinará la forma de designación de los integrantes de dicho Comité. El Comité de Manejo deberá establecer el periodo en el cual se evaluará el Plan de Manejo, el que no podrá exceder de cinco años desde su formulación.

Además del Comité de Manejo, se establece el funcionamiento de un Comité Científico Técnico (art. 153, LGPA). Uno de los roles del Comité Científico Técnico es pronunciarse, en el plazo de dos meses respecto del Plan de Manejo elaborado en el seno del Comité de Manejo. El Comité de Manejo recibirá la respuesta del Comité Científico y modificará la propuesta, si corresponde. Posteriormente, la Subsecretaría aprobará el plan mediante resolución, y sus disposiciones tendrán carácter de obligatorio para todos los actores y embarcaciones involucradas.

La propuesta de Plan de Manejo es sometida a consulta pública, a través del sitio electrónico de la SSPA. Tratándose de pesquerías bentónicas de carácter local, se deberá además informar el inicio del proceso de consulta, mediante mensaje radial y publicación en extracto en un diario de circulación regional. Los interesados podrán formular observaciones dentro del plazo de un mes contado desde la fecha de publicación en el sitio electrónico. Recibidas las observaciones, la Subsecretaría evaluará la pertinencia de reformular la propuesta y dará pública respuesta a las observaciones planteadas .

En el Plan de Manejo se podrá considerar un procedimiento de certificación de la información de desembarque (artículo 63, LGPA, 2013), para aquellas pesquerías que no contemplen un sistema obligatorio, el cual será efectuado conforme a reglas establecidas (artículo 64 E, LGPA, 2013) y será obligatorio para todos los participantes de la pesquería.

En el caso de los recursos bentónicos, invertebrados y algas, se introducen en los Planes de Manejo, herramientas de control o asignación del esfuerzo pesquero, desarrollado en una determinada área de una o más regiones. Esta figura permitirá realizar una administración con sentido de acercamiento a la realidad de la actividad extractiva local con la consideración de la movilidad de los pescadores participantes. En los casos que el Plan, sea aplicable sólo a una parte de la Región, implicará la participación de aquellos que cumplan con los criterios de participación establecidos, entre los cuales deberá considerarse el haber efectuado operaciones extractivas en el área de aplicación del plan. Se estableció además una evaluación del Plan al menos cada tres años o 5 años, al término de los cuales, sólo podrán continuar operando en el área, quienes cumplan con los requisitos de participación .

## Plan de Manejo de erizo en las regiones de Los Lagos y Aysén

Durante el año 2001 fue objetada la Resolución N° 1783 (24/8/2001), emitida por la Subsecretaría de Pesca, que permitía la operación en Zonas Contiguas de pescadores de la Región de Los Lagos, lo que llevó a una suspensión de las actividades de extracción y una protesta social, que instala a las autoridades de las regiones involucradas a buscar una solución entre las partes, que resultó en el llamado Acuerdo de la Moneda del 4/10/2001. Este acuerdo condicionó la operación de la actividad con distintas medidas regulatorias (Pesca de Investigación, certificación de desembarques, registro de pescadores y otros). En el año 2005, ante la necesidad de un ordenamiento de la actividad, se implementó el Plan de Manejo, encargado en el año 2013 a la Universidad Austral por la Subsecretaría de Pesca. Así, inicia el primer Plan de Manejo Pesquero en Chile.

En un principio, la estimación de cuotas de erizo obedeció a a criterios en base a un promedio de la extracción de años recientes, y una asignación por zonas de pesca acordadas en la COMPEB (componente de gestión del Plan de Manejo, asesorado por un Grupo Técnico Asesor por recurso, llamado GTA), situación que se mantuvo hasta el año 2014, cuando en las cuotas, ahora recomendadas por el Comité Científico Técnico Bentónico (CCTB) según la modificación de la Ley de Pesca del año 2013, se consideran evaluaciones indirectas, realizadas por IFOP y además una asesoría alternativa. Así, esta pesquería, una de las más importantes del mundo para estos equinodermos, junto con las de macroalgas, son objeto de la recomendación del CCTB, siendo la asesoría de este programa de investigación una proposición de estatus en base a puntos de referencia aún no sancionados por dicho Comité.

# 3. OBJETIVOS

## 3.1. Objetivo General

Efectuar el análisis de la situación actualizada del recurso erizo **Loxechinus albus** y su pesquería sobre la base de la información generada y disponible a la fecha, con la realización de una evaluación de stock y recomendaciones para el manejo.

# 4. METODOLOGÍA

## 4.1. Unidades de stock

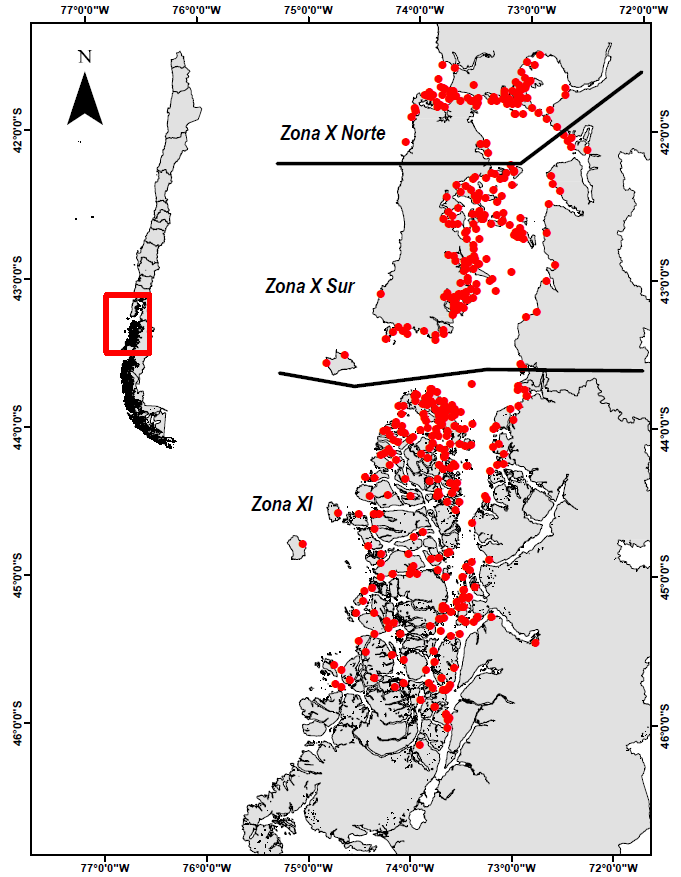
En las regiones X y XI de Chile se desarrollan un gran número de pesquerías artesanales con gran impacto en la economía y sociedad, siendo la pesquería del erizo la principal en términos del aporte a los desembarques nacionales de este recurso (57%) solo compartido con la Región de Magallanes (Sernapesca, 2018).

De acuerdo a la complejidad espacial de las poblaciones de erizo que sostienen las pesquerías en términos de monitoreo, evaluación y manejo, Molinet *et al*. (2011) realizó una zonificación a través de los polígonos determinados en función de un análisis de similitudes, flota, composición de especies y del juicio experto de su pesquería. Esto se tradujo en el establecimiento de 12 zonas agrupadas por características comunes (polígonos), los cuales, posteriormente fueron agrupados para definir las 3 macrozonas que actualmente se utilizan para la evaluación de stock (Canales *et al*., 2014). La estructuración de las macrozonas y sus respectivos polígonos queda como indica la siguiente **Tabla 1** y **Figura 1**.

**Tabla 1.** Delimitación de las macrozonas de evaluación de stock de erizo en función de los polígonos de captura.

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| Zona | Delimitación | Polígonos |
| **X Norte** | Pto Montt (41.28S) –  Butachauques (42.15S) | 1,2 |
| **X Sur** | Butachauques (42.15S) –  Isla Guafo (43.42 S) | 4,5,6,13 |
| **XI** | Isla Queitao (43.42 S) –  Peninsula Taitao (46.5°S) | 7,8,9,10,11,12 |

De acuerdo a esta segmentación espacial, y utilizando estos polígonos, la evaluación de stock fue realizada para 3 zonas de manera independiente: 1) zona norte X Región, 2) zona sur X Región y 3) Undécima (XI Región) (**Figura 2**). Esta propuesta de evaluación por macrozonas, está dada por las recomendaciones técnicas que indican que las dinámicas de una población en función del manejo suceden a un nivel macro, meso y micro escala, dado que algunas recomendaciones (FAO, 2005) sugieren que para minimizar la fuente de error en la evaluación de stock de recursos con estructuración espacial como los erizos, no se debe sobrestimar la extensión de la unidad de stock.



Zonas de evaluación estructuradas en base a los polígonos espaciales de la operación de pesca de erizo X-XI regiones (Molinet *et al.*, 2011) que son consideradas como unidades de stock para este estudio.

## 4.2. Actualización de antecedentes y datos

La evaluación de stock de erizo se realiza a partir las siguientes fuentes de información;

* 1 El monitoreo de la pesquería es la principal fuente de datos y proviene de la Base de Datos del Instituto de Fomento Pesquero, la que es poblada por el levantamiento de información que se realiza a partir del convenio Asesoría Integral para la toma de decisiones en pesca y acuicultura (ASIPA), encargado por la Subsecretaría de Pesca a IFOP desde el año 1996 en el llamado Proyecto de Seguimiento de Pesquerías Bentónicas. Esto permite obtener indicadores como la captura por unidad de esfuerzo, las estructuras de tamaños, el peso medio a la talla, entre otros;
* 2 Estudios científicos que reportan información asociada a los parámetros del ciclo vital de la especie, como la mortalidad natural, el crecimiento y ojiva de madurez, entre otros.
* 3 Otras fuentes de información, como las estadísticas oficiales de desembarques, sistematizadas por el Servicio Nacional de Pesca, las que a su vez fueron corregidas en función del criterio experto y de la información del Proyecto de Seguimiento de Pesquerías Bentónicas (IFOP).

Dado que este tipo de modelos de evaluación de stock estimula el uso de las distintas piezas de información disponible, el presente proyecto tiene un rol de integración del conocimiento, utilizando los productos de todos los programas y estudios científicos que permiten modelar la dinámica del recurso.

## 4.3. Análisis de los desembarques

De acuerdo a un consenso establecido en el año 2016, los desembarques oficiales de erizo en las regiones X y XI han sido corregidos en función del juicio experto. Los criterios de corrección son presentados en el Anexo 1, y la siguiente tabla (Tabla 2), muestra los desembarques corregidos de los últimos 5 años;

(poner la tabla en crudo)

Los antecedentes de las capturas corregidos son presentados en la *Figura 2* y muestran la importancia de la XI Región en los desembarques totales del erizo.

![Desembarques corregidos de entrada al modelo por macrozona de evaluación](data:application/pdf;base64,)

Desembarques corregidos de entrada al modelo por macrozona de evaluación

## 4.4. Índice de abundancia relativa (CPUE)

Para la obtención de un índice de abundancia, se utilizaron modelos lineales generalizados (GLM; McCullagh & Nelder, 1989) donde el valor esperado de la captura (kg) por hora de buceo como Captura Por Unidad de Esfuerzo (CPUE) se supone explicada por un arreglo de factores siguiendo una combinación lineal de la forma:

E(𝐶𝑃𝑈𝐸𝑦,𝑡,𝑧,𝑝)=𝑔−1(𝑐𝑡𝑒+𝐴𝑦+𝑇𝑡+𝑃𝑝+𝜎𝑦,𝑡,𝑝,𝑧)

Donde g es la función de enlace, A es el factor año, T el factor trimestral, P la profundidad y σ es el término de error aleatorio. El análisis de devianza permitió evaluar la importancia de cada efecto en cada subregion de evaluación, y en algunos casos como es la zona X norte, se analizó la interacción de primer orden Año\*profundidad sobre la base de evidencias de mejoras en el rendimiento de pesca anual debido a cambios en la profundidad. El efecto anual en su escala exponencial exp(A) fue considerado como índice de abundancia para efectos de la evaluación de stock. El tratamiento de los datos consideró como rangos de profundidad los intervalos <15 m; 16-30 m; 31-45 m; y > 45 m) así como la exclusión de los registros superiores 450 kg/hora de buceo y aquellos por debajo 1 kg/hora, esto en base al conocimiento de terreno respecto del régimen operacional del buceo extractivo.

![CPUE de entrada al modelo de evaluación de stock para las tres unidades de stock de erizo](data:application/pdf;base64,)

CPUE de entrada al modelo de evaluación de stock para las tres unidades de stock de erizo

Para la estandarización de los rendimientos de erizo de X Sur, se utilizó un modelo linealizado con factores año, trimestre, zonas y profundidad. Los principales estadísticos muestran, al igual que en la zona X Norte, que el factor Año es el que más explica los cambios de la CPUE, luego en el mismo orden zona y profundidad, mientras que el trimestre presenta un menor nivel de significancia. Este indicador presenta una extensión de rendimientos constantes a través de los últimos años de actividad pesquera. Se destacan la señal de los años 2001 y 2013, con valores muy elevados respecto del resto de la serie, lo que podría indicar una sobreestimación del rendimiento real. Lo anterior sugiere revisar la inclusión o ponderación (peso) de estos datos en el modelo de evaluación.

De acuerdo con el diagrama de los rendimientos estandarizados para cada factor, los rendimientos más altos del erizo zona X Sur en el segundo trimestre de cada año, es decir, cuando se inicia la actividad luego de la veda enero-marzo. Para la estandarización de los rendimientos del erizo de la zona XI Región se utilizó un modelo linealizado con factores año, trimestre, zonas y 4 estratos de profundidad. Los principales estadísticos muestran, al igual que en la zona X Norte y X Sur, que el factor Año es el que más explica los cambios de la CPUE, luego en el mismo orden la zona, mientras que la profundidad presenta un menor nivel de significancia.

La CPUE presenta un período de rendimientos bajos, entre 2003 y 2013, y dos periodos de rendimiento alto 1997-2000 y 2014-2016 en consistencia con los periodos de actividad extractiva. De acuerdo con el diagrama de los rendimientos estandarizados para cada factor, los rendimientos más altos del erizo de la zona XI ocurren en el tercer trimestre, es decir, con un desfase del inicio de la pesquería en cada año, cuando se inicia la actividad luego de la veda enero-marzo.

El resultado de la estandarización de los rendimientos de pesca para cada factor (Polígono, Profundidad, Trimestre) se presenta en el diagrama de los factores del modelo base, en el que cada nivel representa la diferencia con la media general del modelo (a excepción del factor año). Los mayores rendimientos para el erizo de la zona X Norte se obtienen en el segundo trimestre de cada año.

## 4.5. Parámetros de historia de vida

### Crecimiento

El crecimiento se considera instantáneo a inicios de cada año y el modelo de Von Bertalanffy se parametriza en términos de la talla del primer grupo de edad, de manera que las tallas a la edad sucesivas se calculan siguiendo la fórmula de Ford-Walford. El desove se supone ocurre de manera instantánea a fines de noviembre (dt=0.91). La *Tabla 4* muestran los parámetros de crecimiento y biológicos utilizados en la evaluación.

|  |  |  |
| --- | --- | --- |
| **Macrozona** | **Parámetros** | **Fuente** |
| **X Norte**  **X Sur** | Loo = 119.85 k = 0.139 | Melo (FIP 97-30) X Región (Hueihue) Bandas crecimiento placas genitales |
| **XI** | Loo = 141.2 k = 0.127 | Gebaguer y Moreno (1995) XIV Región (Mehuin) Bandas crecimiento placas genitales |

### Mortalidad natural

Considerando la variabilidad latitudinal en los parámetros de la historia de vida, en el siguiente estudio, la tasa de mortalidad natural fue estimada en base distintos métodos biolanalógicos. Se debe consignar, que la estimación realizada responde a un análisis de coherencia y comparación con los antecedentes obtenidos de literatura, lo cual nos permite establecer rangos de tolerancia de parámetros seleccionados para posteriormente utilizar en el modelo de evaluación de stock como distribuciones a priori. En este caso, la mortalidad natural estimada es 0.256 año-1 para las 3 macrozonas de evaluación.

### Análisis de sensibilidad

Se consideró un analisis de sensibilidad para las variables de estado de cada macrozona de acuerdo a la recomendación emanada por los investigadores en el proceso de revisión por pares. Si bien durante los ultimos 4 periódos se han utilizado los parametros de historia de vida descritos anteriormente como escenarios base para cada caso, en esta ocasiòn se probaron rangos de Loo y Mortalidad natural como lo señala la *Tabla 5*.

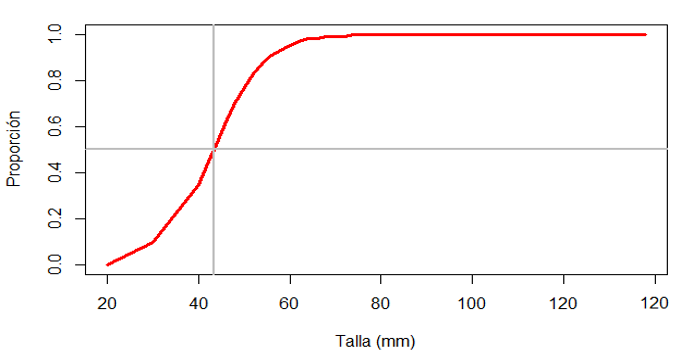
### Madurez sexual

La definición de cada estado esta descrita en extenso en Molinet et al., (2014). Basándose en la definición de los estados reproductivos descritos, se identificaron los períodos de desove y la proporción de desovados a la talla para cada localidad, además de la proporción de ejemplares maduros por sexo a traves de la función descrita;

K/((1+e^((7.888-0.1817\*L) )))

En donde K y L son parámetros descritos anteriormente y que son los parámetros descritos anteriormente y extraídos de Molinet et al., 2016. En la Figura 6 se ilustra la ojiva de madurez generalizada para L. albus.

(**Figura 6**)



Curva logística de madurez sexual de erizo en la macrozona evaluada. Fuente: Proyecto FIP 2014-08 “Actualización de la estimación de parámetros biológicos y de crecimiento de erizo en la X y XI Regiones” (Molinet et al., 2016)

## 4.5. Evaluación de stock

Para la evaluación del stock del recurso erizo, se utilizó un modelo base que consideró la información del monitoreo de IFOP, lo que marca una continuidad de lo hecho en las cuatro evaluaciones anteriores. Este modelo ha sido modificado y posteriormente aplicado en las últimas 3 evaluaciones indirectas del stock de erizo (Barahona, 2016; Barahona, 2017; Techeira et al,. 2018). Corresponde a un modelo edad-estructurado, con datos en tallas. Los datos de composiciones de tallas, desembarques y CPUE de erizo son analizados a través de un modelo estadístico de captura a la edad con datos en tallas implementado por primera vez por Canales et al. (2014).

El modelo de la dinámica poblacional fue programado en la plataforma AD Model Builder (Fournier et al., 2012) y sus salidas leídas en R (R Core Team, 2019). Todos los códigos fuente y datos empleados en las evaluaciones serán debidamente documentados e informados detalladamente, incluyendo su versión digital, estableciéndose una numeración específica para cada versión.

Los principales supuestos del modelo edad-estructurado son:

* El stock de erizo está constituido por 3 sub-unidades de stock, correspondientes a la unidad de X Norte, X Sur y XI Región.
* La mortalidad natural es conocida y constante entre años y edades.
* La mortalidad natural y por pesca son simultáneas (ecuación de Baranov).
* El patrón de vulnerabilidad de los individuos es a la edad y sigue un modelo logístico.
* El modelo supone que el erizo presenta en cada unidad de análisis un stock cerrado y una población compuesta por no más de 12 grupos de edades.
* El reclutamiento (segundo año de edad) es el resultado del “desove” de conjunto de bancos vecinos y su sobrevivencia es modulada principalmente por cuestiones ambientales, lo que significa que los reclutamientos responden a procesos principalmente estocásticos donde la función stock-recluta es difusa.

El modelo de dinámica poblacional se estructura en grupos de edades relativas, sin discriminar por sexos, con parámetros de crecimiento resueltos al interior del modelo y mortalidad natural conocida invariante en el tiempo y la edad.

### Mortalidad por pesca

### Selectividad

### Capturabilidad

### Ponderadores de la información

### Tamaño de muestra

### Coeficientes de variación

### Puntos Biológicos de Referencia (PBR)

Con respecto a la estimación de PBR, cabe mencionar, que en los recursos y pesquerías bentónicas, aun no se definen ni calculan los PBR respectivos a cada especie, es por eso que actualmente se definió un valor proxy del Rendimiento Maximo Sostenido (RMS) equivalente a un nivel de reducción de la biomasa desovante del 40% respecto de la biomasa desovante virginal (40%BD/BDo), el cual se asegura manteniendo un nivel de escape del 60% de la BDPR y que se proyecta relacionado a la Mortalidad por Pesca F para cada macrozona.

Sin embargo, y como propuesta de trabajo, algunas variables de estado como mortalidad por pesca y biomasas, están relativas al status definido por un PBR calculado en este documento, los cuales fueron definidos para cada zona de evaluación.

## 4.6. Diagnóstico del modelo

### Análisis de ajustes y residuales

### Análisis retrospectivo

El análisis retrospectivo es otro diagnóstico que implica correr el modelo eliminando años de datos sucesivos consecutivamente para estimar el sesgo del modelo (Cadrin & Vaughn 1997; Cadigan & Farrell 2005). Se realizó un análisis retrospectivo para probar la consistencia de cada escenario de sensibilidad antes señalado. Este análisis permitirá evaluar la robustez de cada escenario frente a nuevas piezas de información lo que también permitirá validar el escenario “caso alternativo”. Este análisis consiste en una validación cruzada de naturaleza sistemática en la que es removido secuencialmente el último año de información y se evalúa su impacto en las tendencias poblacionales. Este análisis permite determinar si hubo un patrón consistente de sobreestimación o subestimación en años sucesivos de la biomasa desovante y mortalidad por pesca utilizados en la determinación del estatus.

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

ρ=∑*(y=1)^npeels▒(X*(Y-y,tip)-X\_(Y-y,ref))/X\_(Y-y,ref)

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

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

### Perfil de verosimilitud

Algunos autores señalan que uno de los mejores diagnósticos para evaluar la influencia de los datos en la dinámica estimada por la estructura del modelo es el perfil de verosimilitud de los componentes individuales de datos a través de un parámetro (por ejemplo, el reclutamiento promedio, que escala el reclutamiento) (Maunder 1998; Lee et al. 2014; Maunder & Starr 2003; Francis 2011, Francis et al. 2014). El uso de perfiles de verosimilitud respecto del parámetro que define la escala de la población es una técnica de reciente uso, y permite realizar un diagnóstico sobre la contribución marginal de cada fuente de datos en la evaluación de la población, así como identificar probables problemas de mala especificación del modelo (Lee et al. 2014, Wang et al. 2014).

En este trabajo se realiza un análisis de los perfiles de verosimilitud del parámetro que define la escala de la población del modelo de evaluación de la zona X Norte para el erizo, con el objeto de evaluar la influencia de las distintas piezas de información y desempeño del modelo alternativo. Se implementa una rutina computacional con el objeto de evaluar tanto el desempeño estadístico del modelo alternativo como del nivel de información contenida en los datos respecto del parámetro que define la escala poblacional correspondiente al reclutamiento promedio de largo plazo (R0), el que en el modelo es desconocido y estimado en el proceso de evaluación de stock.

Si las fuentes de datos son consistentes entre ellas, los respectivos perfiles debieran estar próximo entre sí, como también esperar que la diferencia de la log verosimilitud respecto del mínimo se eleve por sobre el criterio estadístico X2=1,92. Valores por sobre este criterio indican que dicha fuente de datos contiene información significativa respecto del parámetro Ro. Asimismo, es esperable que la verosimilitud total y su curvatura esté más influenciada por los datos que por las penalizaciones o distribuciones a priori (supuestos).

## 4.7. Analisis exploratorio de los datos de AMERB de las regiones de Los Lagos y Aysén y su pertinencia en la evaluación de stock

# 5. RESULTADOS

## 5.1. Diagnóstico del modelo

##### ***1. Ajustes del modelo a los datos observados***

Los resultados muestran que el modelo base actual recoge la variabilidad general de las señales poblacionales para las tres zonas evaluadas, al igual que las estructuras de longitudes de la flota (Figura 10) son bien reproducidas por el modelo de evaluación, capturando su variabilidad general.

El uso de patrones de explotación variables en el tiempo, aunque mejora las tallas medias predichas, no generó variaciones en los ajustes de las composiciones de longitudes respecto del modelo base previo.

A continuación se presentan los diagnosticos de residuales de tallas para las tres macrozonas evaluados de erizo. (Figura x, x y x)

![Figura 8. Ajuste del modelo a la información de CPUE, desembarque para el erizo de la zona X Norte. Los puntos representan a las observaciones junto a sus niveles de incertidumbre. La línea negra sólida muestra el valor estimado por el modelo](data:application/pdf;base64,)

**Figura 8**. Ajuste del modelo a la información de CPUE, desembarque para el erizo de la zona X Norte. Los puntos representan a las observaciones junto a sus niveles de incertidumbre. La línea negra sólida muestra el valor estimado por el modelo

![Figura 9. Ajuste del modelo a las estructuras de talla de las capturas de erizo zona X Norte. Las barras representan las proporciones de capturas observadas y las líneas, el ajuste del modelo. El modelo no ajusta para datos previos al año 1996.](data:application/pdf;base64,)

**Figura 9**. Ajuste del modelo a las estructuras de talla de las capturas de erizo zona X Norte. Las barras representan las proporciones de capturas observadas y las líneas, el ajuste del modelo. El modelo no ajusta para datos previos al año 1996.

##### ***2. Análisis de residuos***

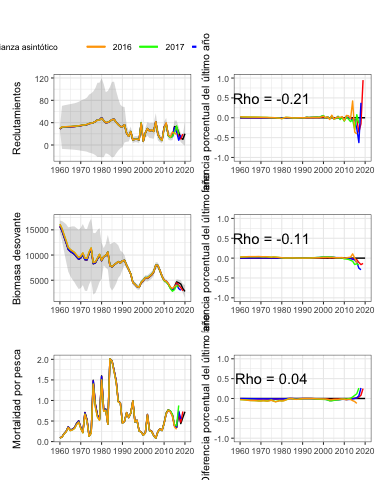
![Figura x. Residuos de la CPUE y desembarques de erizo de la zona X Norte](data:application/pdf;base64,)

**Figura x**. Residuos de la CPUE y desembarques de erizo de la zona X Norte

![Figura x. Residuos de la proporción de tallas de erizo de la zona X Norte](data:application/pdf;base64,)

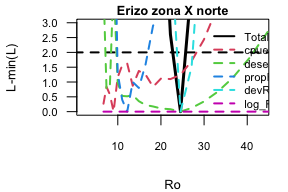
**Figura x**. Residuos de la proporción de tallas de erizo de la zona X Norte

##### ***3. Análisis retrospectivo***



**Figura x**. Patrón retrospectivo estándar (panel izquierdo) y relativo (panel derecho) de los reclutamientos

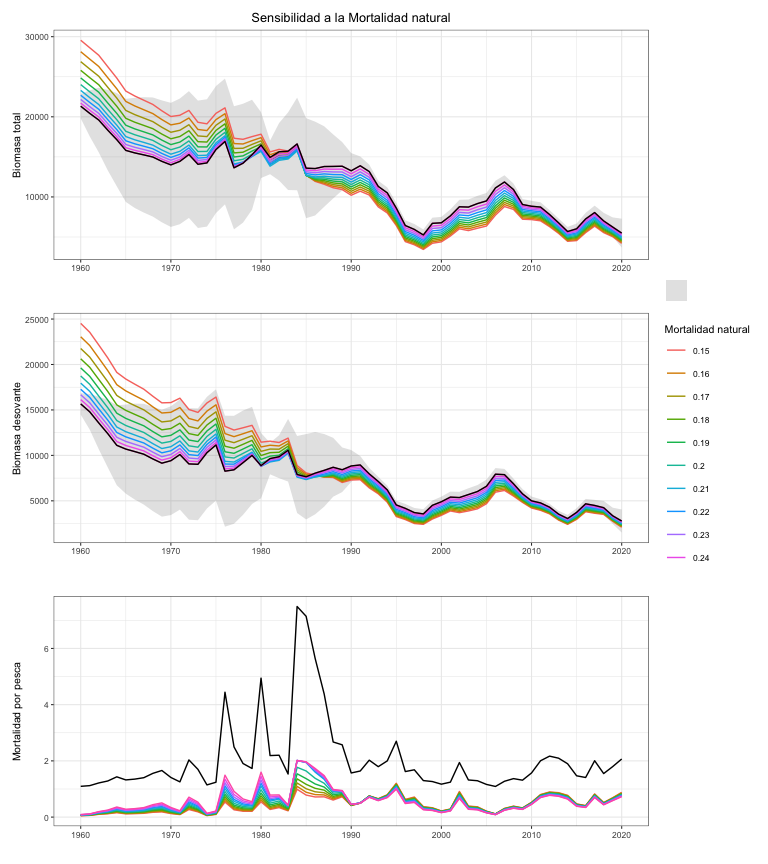
##### ***4. Perfil de verosimilitud***



**Figura x**. Perfil de verosimilitud erizo zona X norte

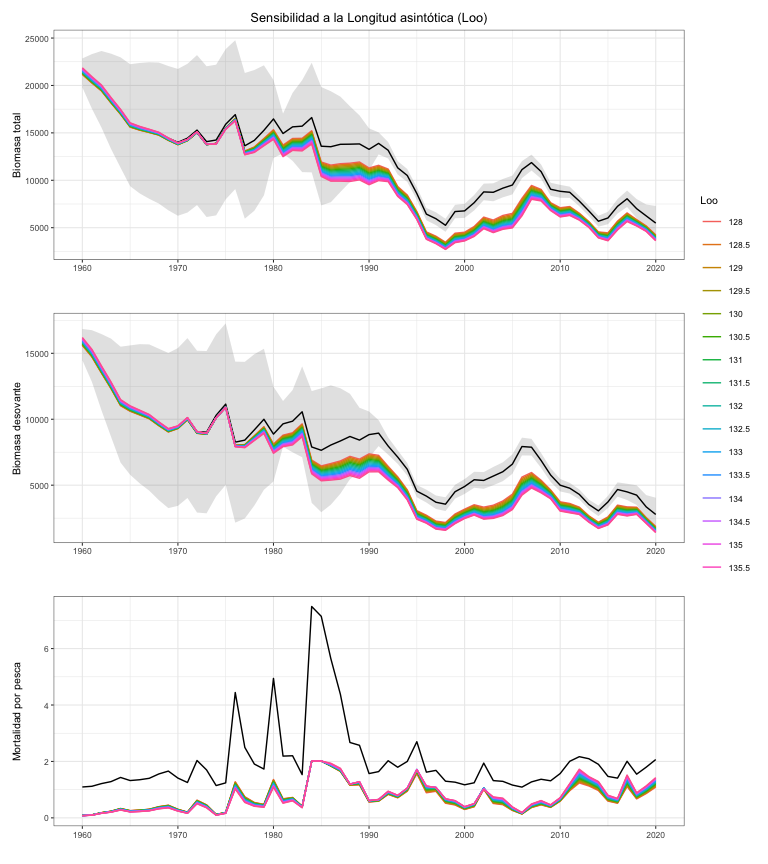
##### ***5. Análisis de sensibilidad***

###### a. Mortalidad natural



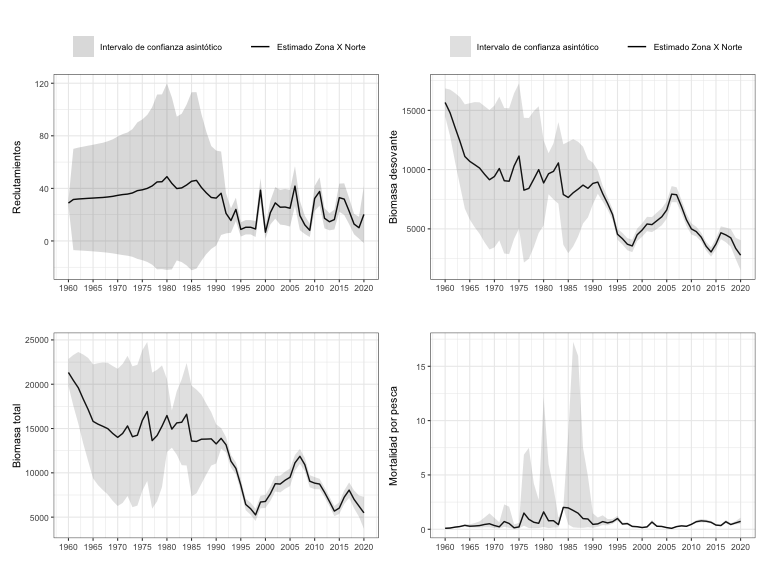
**Figura x**. Análisis de sensibilidad de la Mortalidad natural de erizo de la zona norte. *La línea negra y zona sombreada corresponde a caso base (Loo = 119.85 mm y M = 0.25 año-1)*

###### b. Longitud asintótica



**Figura x**. Análisis de sensibilidad del rango de Loo de erizo de la zona norte. *La línea negra y zona sombreada corresponde a caso base (Loo = 119.85 mm y M = 0.25 año-1)*

### 5.2. Variables de estado

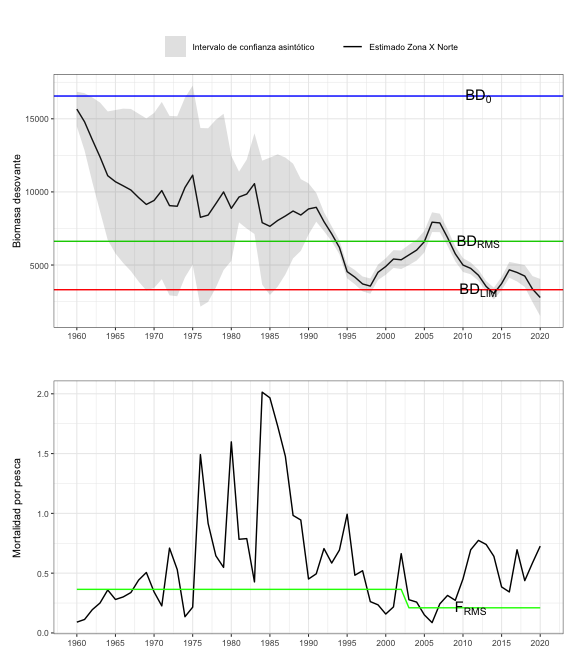


**Figura x**. Variables de biomasas totales, desovantes, reclutamientos y desvíos estimadas por el modelo para el erizo de la zona X Norte período 1960 - 2019.

![Figura x. Selectividad de la flota de la Zona X Norte](data:application/pdf;base64,)

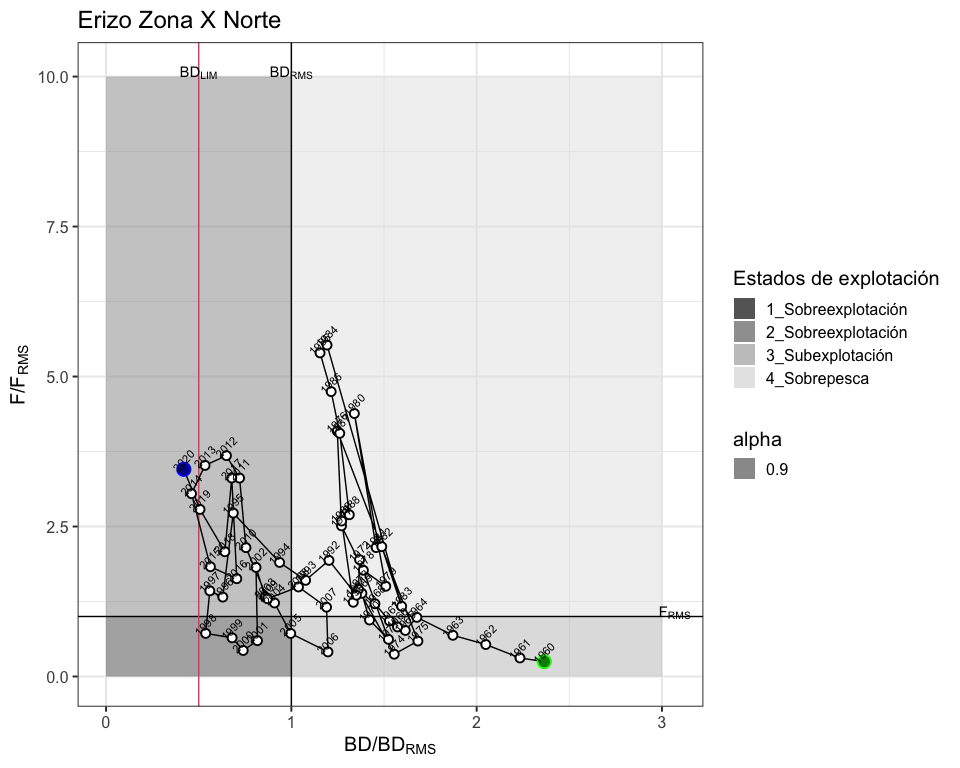
**Figura x**. Selectividad de la flota de la Zona X Norte

### 5.3. Puntos Biológicos de Referencia



**Figura x**. Puntos Biológicos de referencia de Erizo zona X Norte

### 5.4. Estatus del erizo de la zona norte de la Región de Los Lagos



**Figura x**. Diagrama de fase propuesto para erizo zona X Norte. En el eje Y se presenta la razón entre el nivel de reducción de la biomasa desovante (BD) estimada en la evaluación de stock respecto de la biomasa objetivo (), la cual define el estatus de sub-explotación, plena explotación, sobreexplotación y colapso. El eje X representa la razón entre la mortalidad por pesca proveniente de la evaluación respecto del F40% considerado objetivo para alcanzar el RMS (proxy), sobre la línea continua (), se define la condición de sobrepesca.

### 5.2 Erizo zona sur Región de Los Lagos

### 5.2.1. Diagnóstico del modelo

##### ***1. Ajustes del modelo a los datos observados***

![Figura 1. Ajuste del modelo a la información de CPUE, desembarque para el erizo de la zona X Sur. Los puntos representan a las observaciones junto a sus niveles de incertidumbre. La línea negra sólida muestra el valor estimado por el modelo](data:application/pdf;base64,)

**Figura 1**. Ajuste del modelo a la información de CPUE, desembarque para el erizo de la zona X Sur. Los puntos representan a las observaciones junto a sus niveles de incertidumbre. La línea negra sólida muestra el valor estimado por el modelo

![Figura x. Ajustes de la proporción de tallas de erizo de la zona X Sur](data:application/pdf;base64,)

**Figura x**. Ajustes de la proporción de tallas de erizo de la zona X Sur

##### ***2. Análisis de residuos de erizo zona X sur***

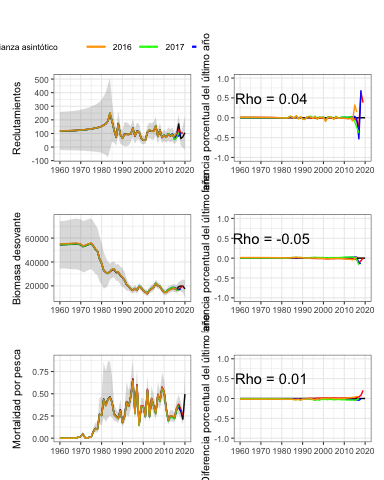
![Figura x. Residuos de la CPUE y desembarques de erizo de la zona X Sur](data:application/pdf;base64,)

**Figura x**. Residuos de la CPUE y desembarques de erizo de la zona X Sur

![Figura x. Residuos de la proporción de tallas de erizo de la zona X sur](data:application/pdf;base64,)

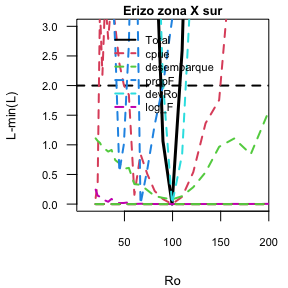
**Figura x**. Residuos de la proporción de tallas de erizo de la zona X sur

##### ***3. Análisis retrospectivo de erizo zona X sur***



**Figura x**. Patrón retrospectivo estándar (panel izquierdo) y relativo (panel derecho) de los reclutamientos

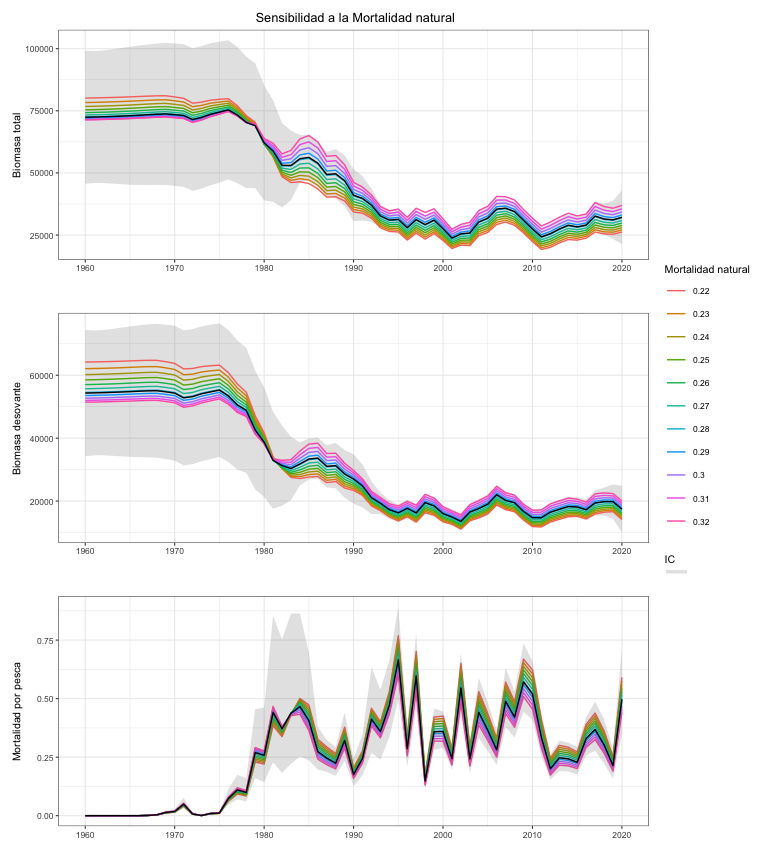
##### ***4. Perfil de verosimilitud de erizo zona X sur***



**Figura x**. Perfil de verosimilitud erizo zona X sur

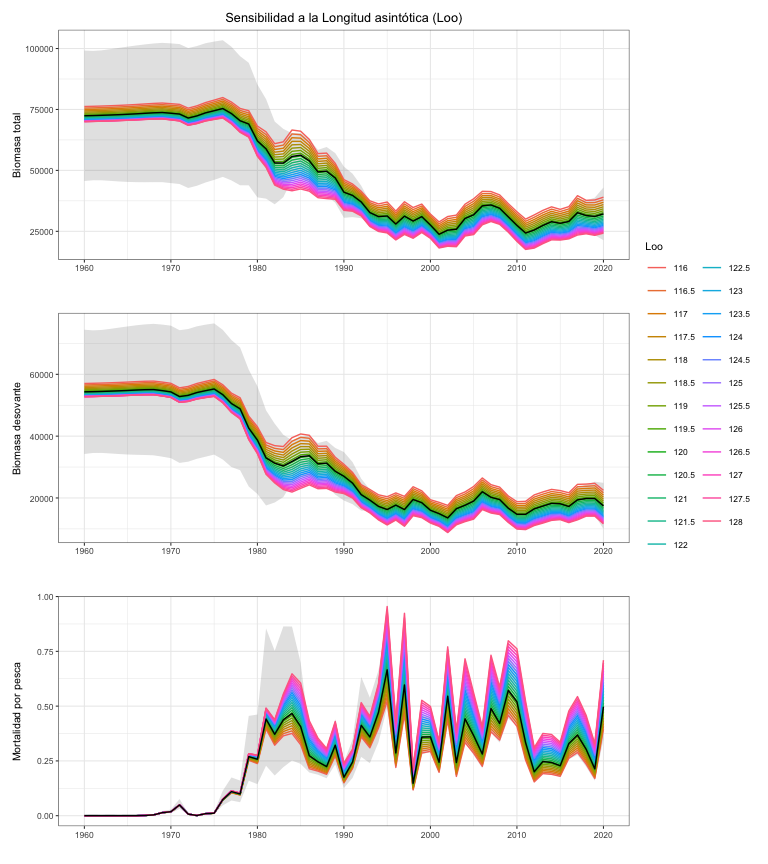
##### ***5. Análisis de sensibilidad***

###### a. Mortalidad natural



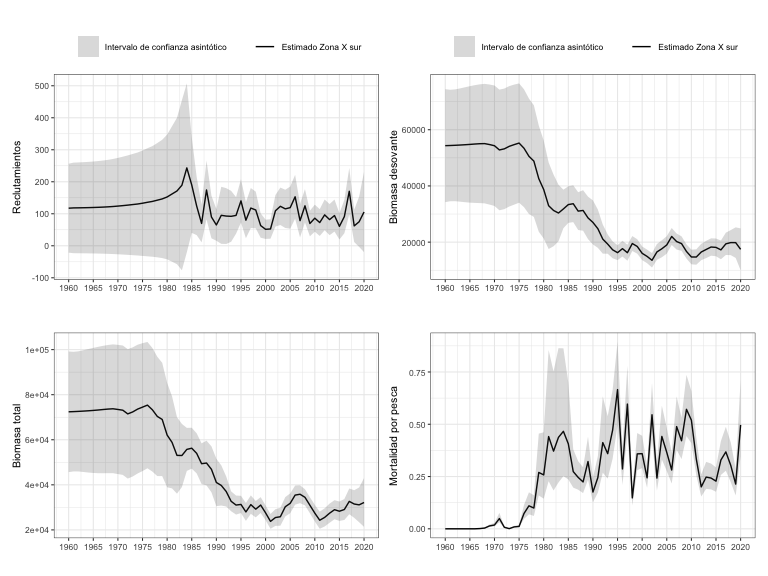
**Figura x**. Análisis de sensibilidad de la Mortalidad natural de erizo de la zona X sur. *La línea negra y zona sombreada corresponde a caso base (Loo = 119.85 mm y M = 0.282 año-1)*

###### b. Longitud asintótica



**Figura x**. Análisis de sensibilidad del rango de Loo de erizo de la zona X sur. *La línea negra y zona sombreada corresponde a caso base (Loo = 119.85 mm y M = 0.282 año-1)*

#### Variables de estado de erizo Zona X sur.

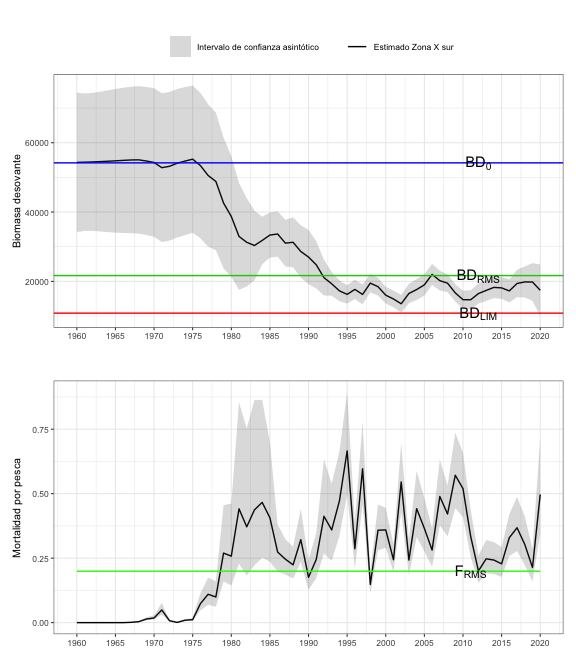


**Figura x**. Variables poblacionales de Erizo zona X Sur

![Figura x. Selectividad de la flota de la Zona X sur](data:application/pdf;base64,)

**Figura x**. Selectividad de la flota de la Zona X sur

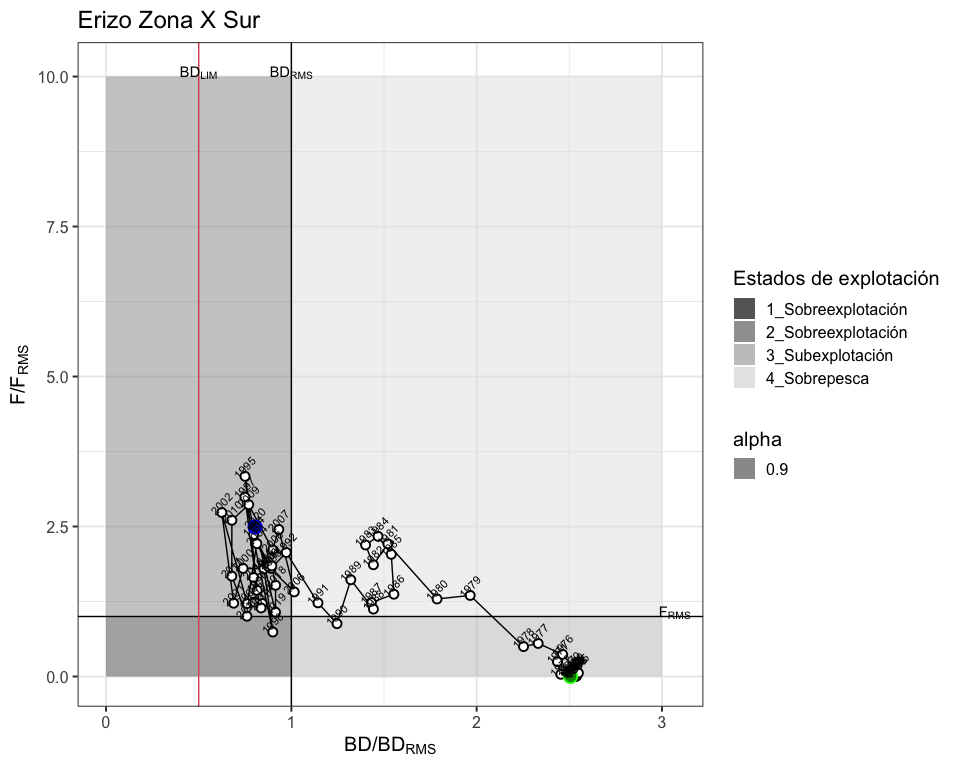
#### Puntos Biológicos de Referencia



**Figura x**. Puntos Biológicos de referencia de Erizo zona X Sur

#### Indicadores del estatus

#### Estatus del erizo de la zona sur de la Región de Los Lagos



**Figura x**. Diagrama de fase Erizo zona X Sur

### 6.1.3. Erizo Región de Aysén

#### Diagnóstico del modelo

##### ***1. Ajustes del modelo a los datos observados***

![Figura 1. Ajuste del modelo a la información de CPUE, desembarque para el erizo de la zona X Sur. Los puntos representan a las observaciones junto a sus niveles de incertidumbre. La línea negra sólida muestra el valor estimado por el modelo](data:application/pdf;base64,)

**Figura 1**. Ajuste del modelo a la información de CPUE, desembarque para el erizo de la zona X Sur. Los puntos representan a las observaciones junto a sus niveles de incertidumbre. La línea negra sólida muestra el valor estimado por el modelo

![Figura x.Ajustes de la proporción de tallas de erizo de la zona XI](data:application/pdf;base64,)

**Figura x**.Ajustes de la proporción de tallas de erizo de la zona XI

##### ***2. Análisis de residuos de erizo zona XI***

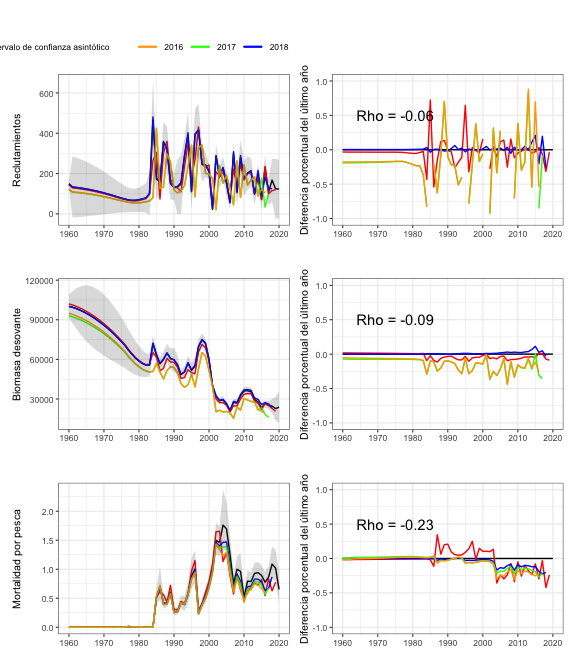
![Figura x. Residuos de la CPUE y desembarques de erizo de la zona XI](data:application/pdf;base64,)

**Figura x**. Residuos de la CPUE y desembarques de erizo de la zona XI

![Figura x. Residuos de la proporción de tallas de erizo de la zona XI](data:application/pdf;base64,)

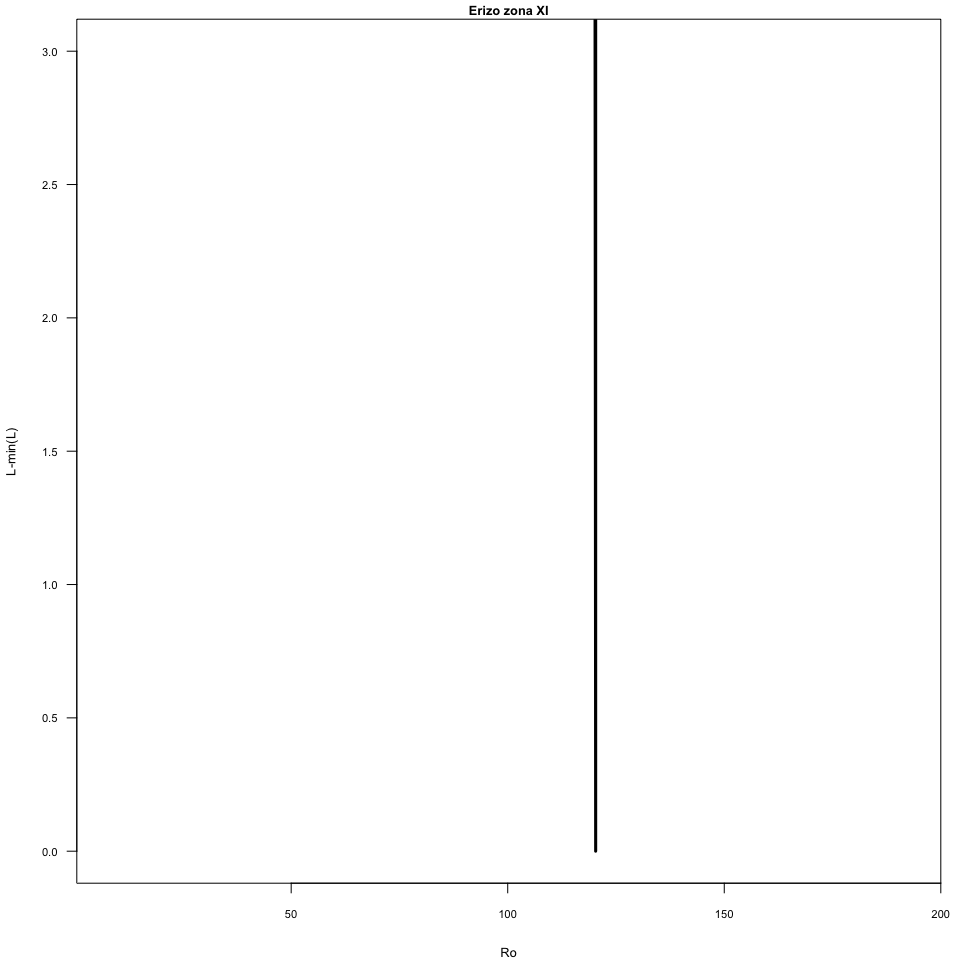
**Figura x**. Residuos de la proporción de tallas de erizo de la zona XI

##### ***3. Análisis retrospectivo de erizo zona XI***



**Figura x**. Patrón retrospectivo estándar (panel izquierdo) y relativo (panel derecho) de los reclutamientos

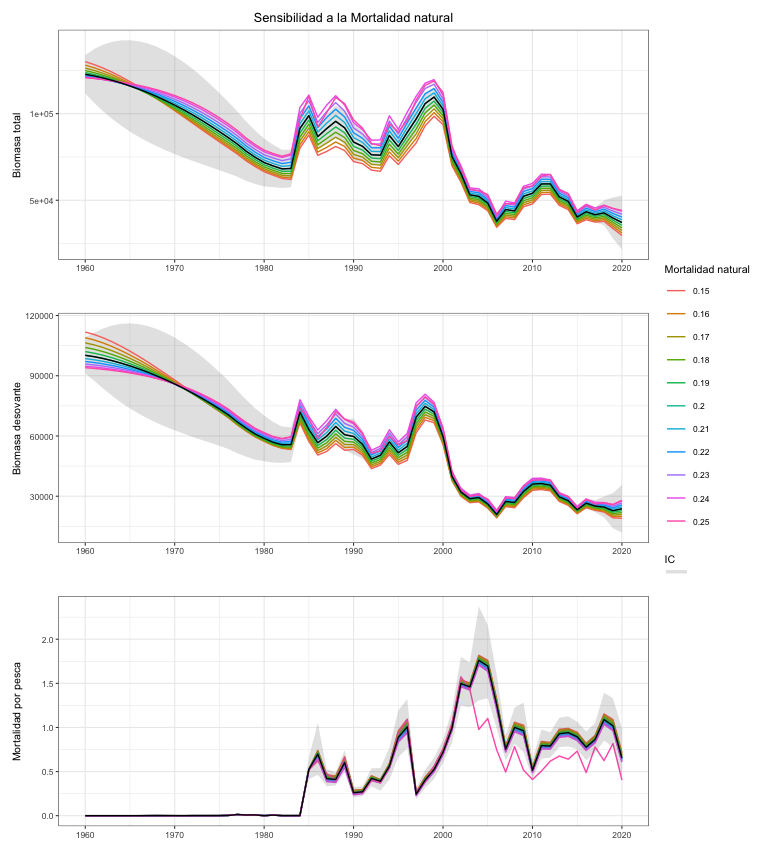
##### ***4. Perfil de verosimilitud de erizo zona XI***



**Figura x**. Perfil de verosimilitud erizo zona XI

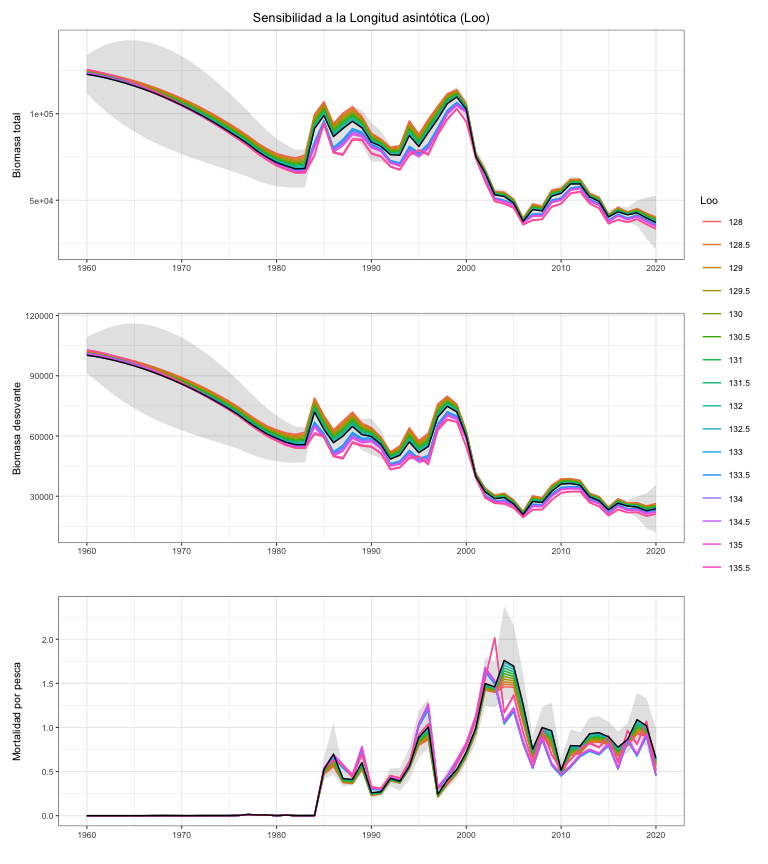
##### ***5. Análisis de sensibilidad de erizo zona XI***

###### a. Mortalidad natural



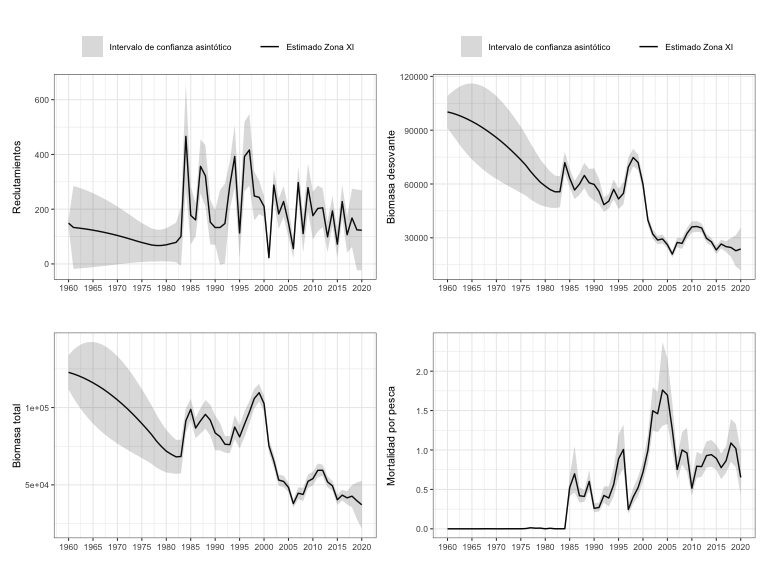
**Figura x**. Análisis de sensibilidad de la Mortalidad natural de erizo de la zona XI. *La línea negra y zona sombreada corresponde a caso base (Loo = 132.8 mm y M = 0.20 año-1)*

###### b. Longitud asintótica



**Figura x**. Análisis de sensibilidad del rango de Loo de erizo de la zona XI. *La línea negra y zona sombreada corresponde a caso base (Loo = 132.8 mm y M = 0.20 año-1)*

#### Variables de estado

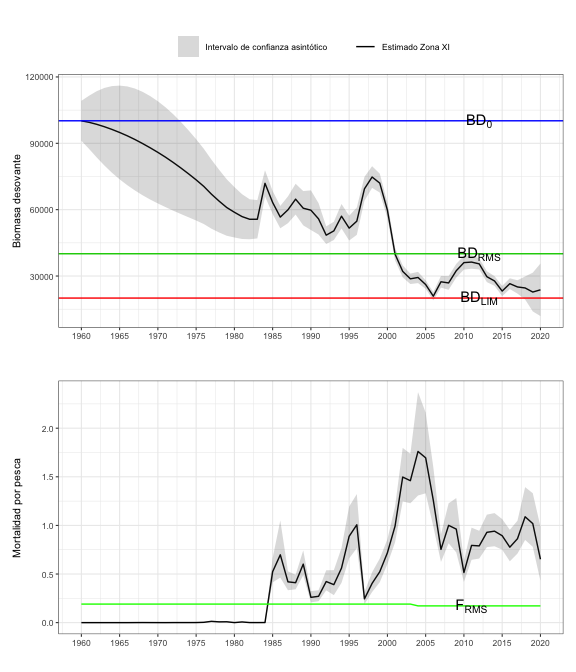


**Figura x**. Variables poblacionales de Erizo zona XI

![Figura x. Selectividad de la flota de la Zona XI](data:application/pdf;base64,)

**Figura x**. Selectividad de la flota de la Zona XI

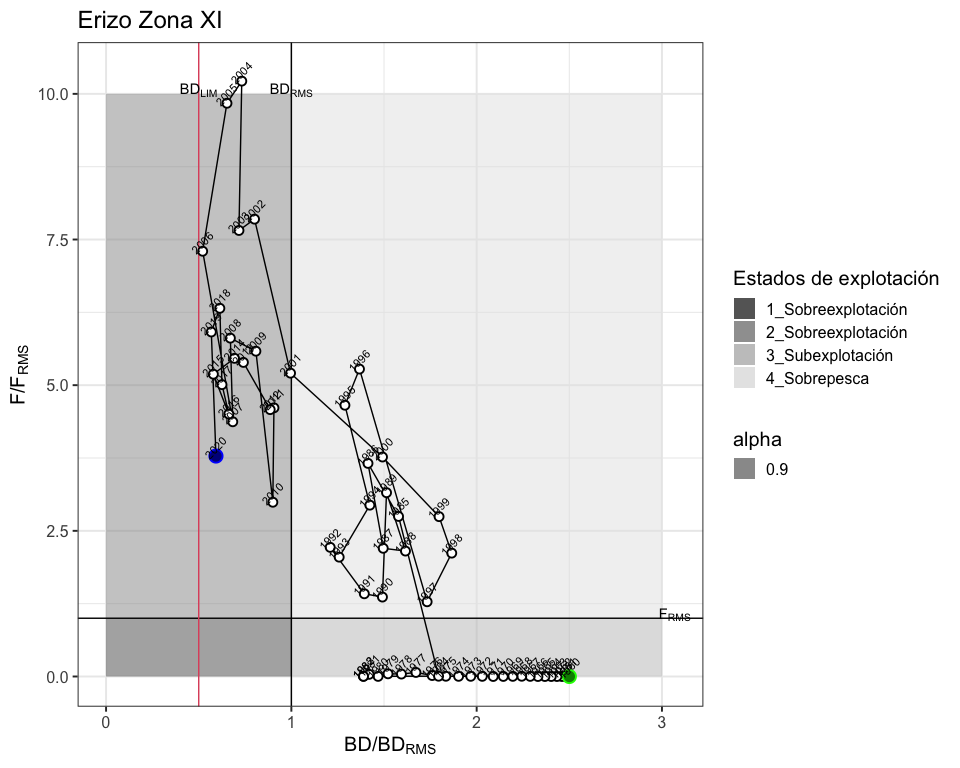
#### Puntos Biológicos de Referencia



**Figura x**. Puntos Biológicos de referencia de Erizo zona XI

#### Indicadores del estatus

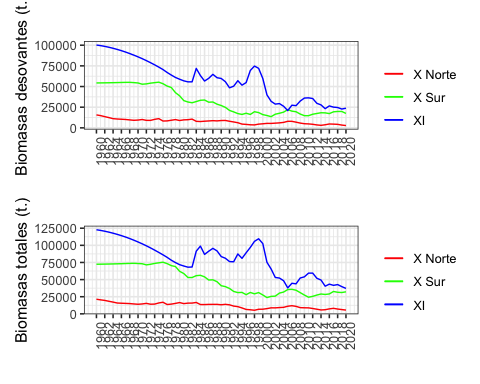
#### Estatus del erizo de la Región de Aysén



**Figura x**. Diagrama de fase Erizo zona XI

### 5.5. Análisis integrado de las tres zonas de estudio

Finalmente se presentan los resultados dde las biomasas totales, ya sean estas por zona y sumando todo. Primero la biomass desovante y luego la total. De acuerdo a lo estimado, el mayor reservorio de biomasa lo contiene la XI regiòn, lo cual ha sido consistente con las evaluaciones previas, y que tambièn es la zona que muestra mas rapidos signos de decaimiento poblacional (**Figura X**)



**Figura x**. Biomasas Totales y Desovantes

A su vez, se presentan los valores estimados de cada variable de biomasas para cada zona a través de los años.

biodm <- as.matrix(biod)  
kable(biodm, format = "pipe",caption = "Biomasas Totales por zona", align = "c")

Biomasas Totales por zona

|  |  |  |  |  |
| --- | --- | --- | --- | --- |
| years | BD1 | BD2 | BD3 | totd |
| 1960 | 15663.0 | 54332 | 100180 | 170175.0 |
| 1961 | 14793.0 | 54388 | 99495 | 168676.0 |
| 1962 | 13571.0 | 54463 | 98591 | 166625.0 |
| 1963 | 12396.0 | 54553 | 97509 | 164458.0 |
| 1964 | 11108.0 | 54658 | 96273 | 162039.0 |
| 1965 | 10695.0 | 54776 | 94899 | 160370.0 |
| 1966 | 10417.0 | 54912 | 93391 | 158720.0 |
| 1967 | 10129.0 | 55024 | 91721 | 156874.0 |
| 1968 | 9609.3 | 55064 | 89894 | 154567.3 |
| 1969 | 9143.2 | 54726 | 87958 | 151827.2 |
| 1970 | 9415.4 | 54306 | 85905 | 149626.4 |
| 1971 | 10092.0 | 52805 | 83720 | 146617.0 |
| 1972 | 9061.2 | 53197 | 81356 | 143614.2 |
| 1973 | 9020.1 | 54095 | 78861 | 141976.1 |
| 1974 | 10299.0 | 54701 | 76231 | 141231.0 |
| 1975 | 11145.0 | 55256 | 73480 | 139881.0 |
| 1976 | 8263.5 | 53410 | 70524 | 132197.5 |
| 1977 | 8415.0 | 50549 | 67007 | 125971.0 |
| 1978 | 9195.2 | 48838 | 63871 | 121904.2 |
| 1979 | 9996.9 | 42591 | 60972 | 113559.9 |
| 1980 | 8874.0 | 38722 | 58828 | 106424.0 |
| 1981 | 9650.4 | 32962 | 56873 | 99485.4 |
| 1982 | 9852.8 | 31274 | 55654 | 96780.8 |
| 1983 | 10564.0 | 30359 | 55668 | 96591.0 |
| 1984 | 7897.8 | 31814 | 71909 | 111620.8 |
| 1985 | 7647.7 | 33365 | 63247 | 104259.7 |
| 1986 | 8044.3 | 33670 | 56640 | 98354.3 |
| 1987 | 8352.1 | 31039 | 59935 | 99326.1 |
| 1988 | 8693.0 | 31277 | 64748 | 104718.0 |
| 1989 | 8419.3 | 28627 | 60651 | 97697.3 |
| 1990 | 8834.8 | 27018 | 59765 | 95617.8 |
| 1991 | 8946.3 | 24791 | 55847 | 89584.3 |
| 1992 | 7966.7 | 21078 | 48469 | 77513.7 |
| 1993 | 7131.2 | 19298 | 50409 | 76838.2 |
| 1994 | 6202.4 | 17275 | 57041 | 80518.4 |
| 1995 | 4546.9 | 16256 | 51653 | 72455.9 |
| 1996 | 4171.9 | 17682 | 54798 | 76651.9 |
| 1997 | 3706.9 | 16241 | 69429 | 89376.9 |
| 1998 | 3559.9 | 19504 | 74753 | 97816.9 |
| 1999 | 4504.1 | 18470 | 72011 | 94985.1 |
| 2000 | 4900.3 | 16021 | 59776 | 80697.3 |
| 2001 | 5410.9 | 14925 | 39890 | 60225.9 |
| 2002 | 5359.0 | 13543 | 32103 | 51005.0 |
| 2003 | 5689.7 | 16515 | 28738 | 50942.7 |
| 2004 | 6020.4 | 17641 | 29348 | 53009.4 |
| 2005 | 6598.7 | 19005 | 26145 | 51748.7 |
| 2006 | 7930.7 | 22016 | 20887 | 50833.7 |
| 2007 | 7879.9 | 20211 | 27396 | 55486.9 |
| 2008 | 6876.9 | 19484 | 26877 | 53237.9 |
| 2009 | 5769.2 | 16685 | 32399 | 54853.2 |
| 2010 | 4998.8 | 14719 | 36063 | 55780.8 |
| 2011 | 4770.6 | 14706 | 36304 | 55780.6 |
| 2012 | 4302.1 | 16483 | 35492 | 56277.1 |
| 2013 | 3537.0 | 17387 | 29695 | 50619.0 |
| 2014 | 3052.6 | 18267 | 27766 | 49085.6 |
| 2015 | 3728.7 | 18131 | 23201 | 45060.7 |
| 2016 | 4671.7 | 17250 | 26544 | 48465.7 |
| 2017 | 4492.3 | 19391 | 25065 | 48948.3 |
| 2018 | 4245.9 | 19837 | 24604 | 48686.9 |
| 2019 | 3357.1 | 19822 | 22759 | 45938.1 |
| 2020 | 2778.8 | 17441 | 23763 | 43982.8 |

## 5.7. Analisis exploratorio de los datos de AMERB de las regiones de Los Lagos y Aysén y su pertinencia en la evaluación de stock

# 6. DISCUSIÓN

Con respecto a la evaluación de stock de erizo, se presenta el diseño e implementación del modelo base a partir del cual se determina el estatus y posibilidades de explotación del recurso para el año 2020, así como un primer diagnóstico de la condición del recurso con la mejor información disponible. Las principales fuentes de información corresponden a: i) Información biológico-pesquera, proveniente del monitoreo de la pesquería, el cual es realizado a partir del convenio Asesoría Integral para la toma de decisiones en pesca y acuicultura (ASIPA), encargado por SUBPESCA a IFOP, ii) Estadísticas de desembarques, provenientes de la sistematización de la información de control cuota registrada por el SERNAPESCA y proporcionada por SUBPESCA y iii) parámetros de historia de vida, los cuales son obtenidos de la literatura científica y también estimados en el estudio. ### 6.1. Generalidades En el modelado de la dinámica poblacional de las especies bentónicas, aún existen problemáticas que, si son resueltas, estas irían en directo beneficio en las estimaciones de las variables de interés. Una de ellas es la de dimensionar correctamente las unidades de stock en el espacio. Si bien en esta evaluación y las anteriores (Barahona et al., 2015, 2016; Techeira et al., 2017) se realizaron algunas consideraciones para ello en función a la dinámica del recurso, sería importante y útil seguir discutiendo acerca de este aspecto en las evaluaciones posteriores, incluso considerar otro tipo de zonificación para la evaluación de stock (zonas frecuentes de captura, bancos o parches históricos, etc.). A pesar de ello, y de acuerdo con Hilborns & Walters (1992) los análisis de cualquier tipo respecto a la dinámica de este tipo de recursos, debe considerar como válidos los supuestos de una población estacionaria y que actúa como una población cerrada, pero especificando que las estrategias de manejo deben tener consideración de esto. Con este argumento teórico y conceptual se estructuran tres unidades de stock ubicadas entre las regiones de Los Lagos y Aysén y que sumado a argumentos oceanográficos e hidrodinámicos se generan los limites geográficos para definir las tres zonas, a saber; Zona X Norte, X Sur y XI. Los desembarques son vectores de información que contienen una gran incertidumbre, ya que, de acuerdo con la historia de este recurso, muchos de sus valores observados no representan la veracidad de extracción en ciertos años. Como solución a este problema, se generó una serie de desembarques corregida con el fin de consensuar sus valores y que no sea otra una fuente más de variación dentro del modelo. De acuerdo con estas correcciones y monitoreos de la pesquería por parte de IFOP, este año 2020 se evidenció el aumento de desembarques provenientes de la zona X Sur, lo cual es muy probable que se deba a dificultades del monitoreo y fiscalización por efecto de la condición sanitaria mundial COVID 19. En virtud de ello, los registros monitoreados de IFOP fueron realizados principalmente realizados en la comuna de Quellón, y una baja cantidad efectuados en la zona de la región de Aysén, que es la zona de mayor actividad pesquera durante los últimos 10 años para este recurso. Esta situación fue advertida en los talleres previos y existe consenso de los actores respecto al problema, y que, por la misma razón, las correcciones de desembarques cobran sentido para los efectos de evaluación de la población. El diagnóstico de las tres unidades (zonas) analizadas consideró como referentes valores “proxies” del Rendimiento Máximo Sostenido (RMS), y que se refieren a una reducción de biomasa virginal al 40%. Para todos los efectos se consideró un nivel de “steepness” h=0.8 para la relación S/R. Para estos efectos se calcularon los niveles de mortalidad por pesca de referencia en base a un análisis de equilibrio por recluta considerando las particularidades de cada unidad de stock y las variaciones anuales de la selectividad. Además de esto, y como un adicional a estos análisis, se calculó el PBR de F40% para cada una de las zonas de evaluación. La biomasa desovante virginal se calculó en base al valor de reclutamiento de largo plazo sin explotación, mientras la reducción de esta variable se estableció en base a la razón entre la biomasa desovante de cada año respecto a su condición inicial. De acuerdo con lo anterior se determinó que la reducción poblacional alcanza el 19%, 36% y 22% y con niveles de biomasa de 2778 t., 17441 t. y 23763 t. en zonas X Norte, X Sur y XI respectivamente. Analizando los resultados a la luz de las evaluaciones anteriores, las macrozonas X Sur y XI se determinan niveles de biomasa menores a los resultados del 2019. Se puede observar a través de los resultados que la macrozona XI es la que soporta actualmente la pesquería de erizo en toda el área de estudio, y a su vez, que la tendencia general de la población de erizos en la XI Región es a la baja, y las proyecciones a largo plazo son arriesgadas. Cabe destacar que esta macrozona de evaluación es la que está soportando gran parte de la pesquería del recurso, con niveles de biomasa poblacional de 57% respecto al total de la integración de las zonas. ### 6.2. Análisis de sensibilidad Uno de los parámetros claves para la evaluación de stock con modelos estructurados a la edad es la Mortalidad Natural (M) y la Longitud Asintótica Loo (Fukuda et al., 2012; Mannini et al., 2020). Es por ello que se presenta un análisis de sensibilidad para las tres macrozonas de evaluación con respecto a diferentes escenarios de estos parámetros. En este caso se probó el desempeño del modelo frente a un rango de 10 escenarios para M y 16 escenarios para Loo. Los resultados sugieren que el escenario base para cada zona fue mas sensible para M en la zona X Sur al igual que para Loo. Cabe señalar que para Loo en la zona X Norte los rangos de datos probados estaban fuera del escenario base (Loo = 119.85 mm) por lo que los efectos en la modelación fueron sensibles. Cabe mencionar que este ejercicio fue realizado para evidenciar los cambios en la modelación desde un punto de vista cuantitativo, dado que la selección de rangos de parámetros en M y Loo fueron arbitrarios. En la medida que surjan nuevos estudios para la estimación de parámetros de historia de vida para el erizo de estas latitudes, serán incorporados al análisis de sensibilidad de las tres zonas y evaluar su desempeño. ### 6.3. Datos de AMERB para incorporar en el proceso de evaluación de stock de erizo La mayor cantidad de modelos estructurados están basados predominantemente en datos reportados desde la pesquería y su monitoreo como lo es el modelo de evaluación de erizo de las regiones de Los Lagos y Aysén. La actual preocupación sobre la confiabilidad de los datos utilizados en este modelo sugiere que este tipo de evaluación podría generar problemas en el asesoramiento científico para el manejo (Beare et al., 2005) dado que errores en el ingreso de datos de pesquería se trasladan directamente dentro de similares errores en estimaciones de abundancias del stock (Quinn and Deriso 1999). Esta situación es advertida principalmente en la XI región, en donde el monitoreo de la pesquería no es optimo por las condiciones extremas de la región. Por esta razón, es importante que los métodos de evaluación integren datos de muestreos y cruceros (Benoit et al., 2009) luego de un análisis riguroso de pertinencia. La integración de información independiente a la modelación pesquera es vital para tener contraste de los datos y mejorar las estimaciones. Es por ello que en funciòn de los antecedentes cientificos y recomendaciones de expertos, se ha buscado integrar diferentes tipos de datos a la evaluación. En la zona de evaluaciòn del recurso erizo se distribuyen también las AMERB que tienen como recurso principal el erizo y sobre las cuales se realizan estudios poblacionales año a año por entidades cientificas (consultoras) que levantan informaciòn biologica pesquera para determinar los niveles de extracción posibles para el proximo periódo. En esta ocasión se exploraron estructuras de tallas, indicadores y variables poblacionales (capturas, desembarques) de esta figura de administración con la finalidad de identificar patrones espaciales y/o temporales para integrar en la evaluación. Para ello se analizaron los datos de 177 AMERB ubicadas entre las regiones de Los Lagos y Aysén contenidos en los informes ITA y la base de datos que adminstra el Programa de Seguimiento de Areas de Manejo de IFOP entre los años 2000 y 2019. Por un lado se identificó que los datos de las AMERB estan sesgados y/o con información incompleta por lo cual se deben corregir datos de cosecha y abundancia. Por otro lado se pudieron configurar estructuras de tallas para cada zona y para todos los años. Si bien se debe seguir explorando estos datos y sus respectivas correcciones de datos faltantes en la base, existe una alta suficiencia de datos a través de todo el periodo analizado. Sin embargo, imputar estos datos a los asessment actuales implicaría tomar decisiones respecto a que tipo de indicadores tomar y si las zonas en donde estan las AMERB. Sin embargo, integrar esta información al proceso de evaluación de stock de erizo requiere pasar por un proceso de trabajo mayor. Este es el primer análisis exploratorio de datos AMERB con fines de integración al assessment. Sin embargo, surjen preguntas relevantes a la hora de realizar esa integración y como adminstrar esta nueva información. Actualmente el manejo de las AMERB y de los Planes de manejo tienen reglamentos y aspectos administrativos distintos, por lo que una evaluaciòn integrada requerie decisiones de manejo conjunta, como por ejemplo, la asignaciòn de cuotas para una u otra figura de adminstración. ### 6.4. Proceso de Revisión de Pares (CAPES, 2020) Durante este año el proceso de evaluación de stock atravesó un proceso de revisión por pares en el marco del Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas bajo Planes de Manejo para la evaluación de stock de erizo (Loxechinus albus) en las regiones de Los Lagos y Aysén, año 2019. Esta revisión consideró la participación del experto internacional Dr. James Ianelli quien se desempeña como evaluador de stock senior del NOAA Fisheries Alaska Fishery Science Center (USA). Las pesquerías de invertebrados poseen múltiples desafíos para su evaluación de stock, debido principalmente a la dificultad de observación de la edad, dinámicas poblacionales poco estudiadas y compleja estructura espacial, lo que dificulta tanto el marco teórico de modelación como monitoreo y obtención de datos relevantes para el manejo. Esta situación manifiesta la necesidad de implementación de metodologías de evaluación de stock y toma de decisiones acorde a las singularidades de este tipo de pesquerías (Wiff et al., 2020). Los procedimientos de evaluación de stock deben estar basados en rigurosidad científica y es en este marco, que el proceso de revisión por pares se hace necesario como mecanismo de validación, transparencia y verificación técnica. El escrutinio independiente de los procedimientos de evaluación de stock, garantiza que las decisiones de manejo se tomen en base a la mejor información científica disponible. Por este motivo y con la iniciativa de IFOP en conjunto con CAPES-UC, se desarrolló esta revisión por pares experta para la evaluación de stocks de Erizo en la X y XI regiones de Chile. Acorde a los términos técnicos de referencia (TTR) emanados por IFOP, existen 5 tópicos generales donde se concentró la revisión de la evaluación de stock: (1) unidades de stock, (2) parámetros de historia de vida (3) índice de abundancia y estructuras de tallas (2) modelo de evaluación de stock (5) puntos biológicos de referencia (PBR). Dentro de las principales recomendaciones respecto de las unidades de stock, se indica que se deben realizar análisis de sensibilidad que consideren niveles de agregación alternativo a los que ya existen. Acorde a los parámetros de historia de vida usados en la evaluación, se hacen recomendaciones respecto de análisis de sensibilidad para los parámetros de crecimiento y mortalidad natural. Si bien en este análisis se incorporaron algunas recomendaciones de los expertos, el informe final y el plan de trabajo aun no está definido, dado que este proceso de revisión termino en Diciembre del 2020. ### 6.5. Implicancias del stock assessment en el manejo de la pesquería de erizo zona sur austral de Chile La pesquería del erizo en las regiones de Los Lagos y Aysén ya demuestra problemas derivados de una creciente explotación de erizos bajo talla y una baja en el rendimiento (Consejo Zonal de Pesca X y XI, 2005). En este sentido, se han descrito síntomas de su sobrexplotación (Botsford et al., 2004; Moreno et al., 2007; Roa-Ureta et al., 2015; Stotz, 2007) e impactos de la intensa actividad pesquera en las comunidades asociadas (Contreras et al., 2019). Esto se suma a ciertas deficiencias en el manejo, como, por ejemplo, la ausencia de objetivos operacionales específicos que puedan ser medibles ni cuantificables (Techeira et al, 2018; 2019) y las escalas espaciales de aplicación ha dificultado la transferencia de acuerdos a comunidades locales distribuidas a lo largo del área de aplicación del plan (Nielsen et al., 2004; Weigel and de Monbrison, 2003). En este escenario y con interacciones de miles de pescadores distribuidos en cientos de kilómetros de actividad pesquera los acuerdos se han centrado en aspectos políticos administrativos que se reducen a fijar vedas y cuotas (ver Acuerdo Zona Contigua). Es por ello que los stakeholders han expresado la necesidad de contar con herramientas cuantitativas a través de un enfoque de modelo-basado para conocer los niveles de las variables poblacionales y estado de explotación del recurso, así como también, para corroborar la efectividad de las medidas de manejo adoptadas. Sin embargo, para proponer recomendaciones bajo un enfoque modelo-basado, se debe establecer un marco de referencia biológico para la pesquería del erizo. En este sentido, la mayoría de los marcos de referencia internacionales de ordenación pesquera modernos y actualmente vigentes, se sustentan en el concepto del Rendimiento Máximo Sostenible (RMS). En este aspecto se propone la utilización de Puntos Biológicos de Referencias (PBR) que tiendan al RMS, de acuerdo a lo expresado por la comunidad científica pesquera mundial. Mayormente se han aplicado PBR proxies dada la dificulta de estimación del MRS (Hilborn, 2002; Payá et al., 2014). Por ejemplo, inicialmente para evitar la sobrepesca por crecimiento usando como PBR objetivo F0.1 y el PBR límite Fmax, basados en el rendimiento por recluta (Gulland y Boerema 1973). Luego, para prevenir la sobrepesca por reclutamiento se propone el uso de un PBR objetivo F40%BDPR y como PBR límite F20%BDPR, basados en la biomasa desovante por recluta (Clark 1991 y 1993, Mace 1994, Mace y Sissenwine 1993). Más recientemente también ha usado como PBR objetivo 40%BD0 (biomasa desovante que corresponde al 40% de la biomasa desovante virginal) y como límite 20%BD0 (cita). A nivel mundial, se han propuesto marcos de referencia para pesquerías de erizo. Por ejemplo en Maine, se estimó usar como referencia el F0,1(Chen et al., 2003; Chen and Hunter, 2003; Perry et al., 2002). (Botsford et al., 2004) proponen el uso de PBR basado en el potencial reproductivo (SPR) como un proxy del MRS de acuerdo a lo establecido por (Gabriel and Mace, 1975; Goodyear, 1993) para las pesquerías del erizo de California. En función de los antecedentes, consideramos que un modelo de dinámica poblacional para la población de erizos debería proporcionar estimaciones fiables de los parámetros del modelo con métodos estadísticos adecuados (Hilborn y Walters, 1992; Chen y Paloheimo, 1998; Walters, 1998) y de las variables de estado (biomasa, abundancia) y flujo (mortalidad por pesca o tasas de explotación) en el área de distribución del recurso y la pesquería, las cuales deben contener referencias basadas en los proxis del RMS anteriormente descritos. Para esto, implementamos un protocolo de evaluación de stock, cuyo objetivo es recomendar un marco biológico de referencia basado en un enfoque modelobasado para determinar Fmrs y Bmrs con un modelo estructurado en tallas con dinámica en edad y desarrollar una estrategia de manejo adecuada. Si bien, las críticas al co-manejo son difíciles de realizar, quizás por sus profusas credenciales científicas, se ha identificado que los enfoques de co-manejo carece de un objetivo de manejo operacional (Murray, 2007; Nielsen et al., 2004; Payá et al., 2014), y que se ha evidenciado en esta pesquería, por lo cual es necesario contar con un marco de referencia biológica para la toma de decisiones basado en rigor científico y propender a una pesquería sustentable. A su vez, los críticos de los fundamentos racionalistas de la cogestión señalan una falta de arraigo cultural o político que limita la comprensión de cómo se distribuye y se distribuye el poder y la responsabilidad. da forma al comportamiento colectivo. Otros sugieren que la polémica del debate CPT / cogestión ha resultado en el descuido de las características empíricas clave de los bienes comunes de la pesca, lo que es más crítico, las complejas causas y consecuencias del cambio en el esfuerzo pesquero. En las últimas décadas, la cogestión se ha convertido en una forma cada vez más popular de reforma de la gobernanza en muchos países en desarrollo. Considerado como un medio para promover la gestión sostenible y equitativa de los recursos naturales, ha tenido una amplia aplicación en la pesca continental en pequeña escala. Sin embargo, tal vez por sus valiosas credenciales, no ha habido suficientes evaluación de los resultados (Murray, 2007). Este artículo comienza con una revisión del procedimiento de manejo en la pesqueria del erizo del sur para explorar las razones de fracaso del plan de manejo. En el estudio de caso de Sri Lanka, se hace hincapié en comprender impulsores ambientales, técnicos y socioeconómicos del cambio de esfuerzo. Las iniciativas de cogestión se llevaron a cabo en dos embalses de tamaño pequeño-mediano (788ha y 1546ha) en la provincia Noroeste. Estos apoyan la pesca artesanal con redes de enmalle, predominantemente para tilapias exóticas comercializadas sobre una base muy local. La estrategia de cogestión que involucró a los oficiales de pesca locales y las cooperativas de pesca, se centró en las restricciones de pesca diseñadas para mantener los rendimientos y aumentar el tamaño medio de las capturas. A pesar del entusiasmo inicial, las restricciones colapsó después de 4-5 meses con el inicio del oportunismo oportunista. Esto era debido a; falta de capacidad de ejecución, las dificultades desproporcionadas que enfrentan los grupos de pescadores con menor movilidad económica y relaciones de patrocinio político. Además, como socios cumplidores, las cooperativas tenían un apalancamiento débil en el proceso de toma de decisiones. A pesar de la corta duración de las restricciones efectivas, el análisis simultáneo de Las tendencias del mercado local demostraron un repunte notable en los rendimientos que apuntan a la capacidad de recuperación resiliente de la pesquería de tilapia. Además histórico Los datos de los precios de las materias primas revelan la estabilidad del precio de la tilapia a largo plazo entre la demanda y la oferta incluso cuando la presión pesquera ha aumentado. A pesar de impactos negativos en la biodiversidad indígena, estas características sugieren temores de la sobreexplotación son infundadas y cuestionan la premisa subyacente de la intervenciones de cogestión. Finalmente, los resultados se utilizan para resaltar las diferencias contextuales con las pesquerías de las llanuras aluviales en Bangladesh, donde la disminución de las cosechas silvestres y el surgimiento de una industria acuícola vibrante presentan desafíos muy diferentes. Los resultados advierten contra la dependencia excesiva de la cogestión como enfoque de proyecto. En cambio, existe la necesidad de análisis contextuales detallados que vayan más allá una visión de las pesquerías como sistemas cerrados para incorporar medios de subsistencia más amplios perspectivas.

# 7. REFERENCIAS

Con respecto a la evaluación de stock de erizo, se presenta el diseño e implementación del modelo base a partir del cual se determina el estatus y posibilidades de explotación del recurso para el año 2020, así como un primer diagnóstico de la condición del recurso con la mejor información disponible. Las principales fuentes de información corresponden a: i) Información biológico-pesquera, proveniente del monitoreo de la pesquería, el cual es realizado a partir del convenio Asesoría Integral para la toma de decisiones en pesca y acuicultura (ASIPA), encargado por SUBPESCA a IFOP, ii) Estadísticas de desembarques, provenientes de la sistematización de la información de control cuota registrada por el SERNAPESCA y proporcionada por SUBPESCA y iii) parámetros de historia de vida, los cuales son obtenidos de la literatura científica y también estimados en el estudio. 6.1. Generalidades En el modelado de la dinámica poblacional de las especies bentónicas, aún existen problemáticas que, si son resueltas, estas irían en directo beneficio en las estimaciones de las variables de interés. Una de ellas es la de dimensionar correctamente las unidades de stock en el espacio. Si bien en esta evaluación y las anteriores (Barahona et al., 2015, 2016; Techeira et al., 2017) se realizaron algunas consideraciones para ello en función a la dinámica del recurso, sería importante y útil seguir discutiendo acerca de este aspecto en las evaluaciones posteriores, incluso considerar otro tipo de zonificación para la evaluación de stock (zonas frecuentes de captura, bancos o parches históricos, etc.). A pesar de ello, y de acuerdo con Hilborns & Walters (1992) los análisis de cualquier tipo respecto a la dinámica de este tipo de recursos, debe considerar como válidos los supuestos de una población estacionaria y que actúa como una población cerrada, pero especificando que las estrategias de manejo deben tener consideración de esto. Con este argumento teórico y conceptual se estructuran tres unidades de stock ubicadas entre las regiones de Los Lagos y Aysén y que sumado a argumentos oceanográficos e hidrodinámicos se generan los limites geográficos para definir las tres zonas, a saber; Zona X Norte, X Sur y XI. Los desembarques son vectores de información que contienen una gran incertidumbre, ya que, de acuerdo con la historia de este recurso, muchos de sus valores observados no representan la veracidad de extracción en ciertos años. Como solución a este problema, se generó una serie de desembarques corregida con el fin de consensuar sus valores y que no sea otra una fuente más de variación dentro del modelo. De acuerdo con estas correcciones y monitoreos de la pesquería por parte de IFOP, este año 2020 se evidenció el aumento de desembarques provenientes de la zona X Sur, lo cual es muy probable que se deba a dificultades del monitoreo y fiscalización por efecto de la condición sanitaria mundial COVID 19. En virtud de ello, los registros monitoreados de IFOP fueron realizados principalmente realizados en la comuna de Quellón, y una baja cantidad efectuados en la zona de la región de Aysén, que es la zona de mayor actividad pesquera durante los últimos 10 años para este recurso. Esta situación fue advertida en los talleres previos y existe consenso de los actores respecto al problema, y que, por la misma razón, las correcciones de desembarques cobran sentido para los efectos de evaluación de la población. El diagnóstico de las tres unidades (zonas) analizadas consideró como referentes valores “proxies” del Rendimiento Máximo Sostenido (RMS), y que se refieren a una reducción de biomasa virginal al 40%. Para todos los efectos se consideró un nivel de “steepness” h=0.8 para la relación S/R. Para estos efectos se calcularon los niveles de mortalidad por pesca de referencia en base a un análisis de equilibrio por recluta considerando las particularidades de cada unidad de stock y las variaciones anuales de la selectividad. Además de esto, y como un adicional a estos análisis, se calculó el PBR de F40% para cada una de las zonas de evaluación. La biomasa desovante virginal se calculó en base al valor de reclutamiento de largo plazo sin explotación, mientras la reducción de esta variable se estableció en base a la razón entre la biomasa desovante de cada año respecto a su condición inicial. De acuerdo con lo anterior se determinó que la reducción poblacional alcanza el 19%, 36% y 22% y con niveles de biomasa de 2778 t., 17441 t. y 23763 t. en zonas X Norte, X Sur y XI respectivamente. Analizando los resultados a la luz de las evaluaciones anteriores, las macrozonas X Sur y XI se determinan niveles de biomasa menores a los resultados del 2019. Se puede observar a través de los resultados que la macrozona XI es la que soporta actualmente la pesquería de erizo en toda el área de estudio, y a su vez, que la tendencia general de la población de erizos en la XI Región es a la baja, y las proyecciones a largo plazo son arriesgadas. Cabe destacar que esta macrozona de evaluación es la que está soportando gran parte de la pesquería del recurso, con niveles de biomasa poblacional de 57% respecto al total de la integración de las zonas. 6.3. Análisis de sensibilidad Uno de los parámetros claves para la evaluación de stock con modelos estructurados a la edad es la Mortalidad Natural (M) y la Longitud Asintótica Loo (Fukuda et al., 2012; Mannini et al., 2020). Es por ello que se presenta un análisis de sensibilidad para las tres macrozonas de evaluación con respecto a diferentes escenarios de estos parámetros. En este caso se probó el desempeño del modelo frente a un rango de 10 escenarios para M y 16 escenarios para Loo. Los resultados sugieren que el escenario base para cada zona fue mas sensible para M en la zona X Sur al igual que para Loo. Cabe señalar que para Loo en la zona X Norte los rangos de datos probados estaban fuera del escenario base (Loo = 119.85 mm) por lo que los efectos en la modelación fueron sensibles. Cabe mencionar que este ejercicio fue realizado para evidenciar los cambios en la modelación desde un punto de vista cuantitativo, dado que la selección de rangos de parámetros en M y Loo fueron arbitrarios. En la medida que surjan nuevos estudios para la estimación de parámetros de historia de vida para el erizo de estas latitudes, serán incorporados al análisis de sensibilidad de las tres zonas y evaluar su desempeño. 6.2. Datos de AMERB para incorporar en el proceso de evaluación de stock de erizo La mayor cantidad de modelos estructurados están basados predominantemente en datos reportados desde la pesquería y su monitoreo como lo es el modelo de evaluación de erizo de las regiones de Los Lagos y Aysén. La actual preocupación sobre la confiabilidad de los datos utilizados en este modelo sugiere que este tipo de evaluación podría generar problemas en el asesoramiento científico para el manejo (Beare et al., 2005) dado que errores en el ingreso de datos de pesquería se trasladan directamente dentro de similares errores en estimaciones de abundancias del stock (Quinn and Deriso 1999). Esta situación es advertida principalmente en la XI región, en donde el monitoreo de la pesquería no es optimo por las condiciones extremas de la región. Por esta razón, es importante que los métodos de evaluación integren datos de muestreos y cruceros (Benoit et al., 2009) luego de un análisis riguroso de pertinencia. La integración de información independiente a la modelación pesquera es vital para tener contraste de los datos y mejorar las estimaciones. Es por ello que en funciòn de los antecedentes cientificos y recomendaciones de expertos, se ha buscado integrar diferentes tipos de datos a la evaluación. En la zona de evaluaciòn del recurso erizo se distribuyen también las AMERB que tienen como recurso principal el erizo y sobre las cuales se realizan estudios poblacionales año a año por entidades cientificas (consultoras) que levantan informaciòn biologica pesquera para determinar los niveles de extracción posibles para el proximo periódo. En esta ocasión se exploraron estructuras de tallas, indicadores y variables poblacionales (capturas, desembarques) de esta figura de administración con la finalidad de identificar patrones espaciales y/o temporales para integrar en la evaluación. Para ello se analizaron los datos de 177 AMERB ubicadas entre las regiones de Los Lagos y Aysén contenidos en los informes ITA y la base de datos que adminstra el Programa de Seguimiento de Areas de Manejo de IFOP entre los años 2000 y 2019. Por un lado se identificó que los datos de las AMERB estan sesgados y/o con información incompleta por lo cual se deben corregir datos de cosecha y abundancia. Por otro lado se pudieron configurar estructuras de tallas para cada zona y para todos los años. Si bien se debe seguir explorando estos datos y sus respectivas correcciones de datos faltantes en la base, existe una alta suficiencia de datos a través de todo el periodo analizado. Sin embargo, imputar estos datos a los asessment actuales implicaría tomar decisiones respecto a que tipo de indicadores tomar y si las zonas en donde estan las AMERB. Sin embargo, integrar esta información al proceso de evaluación de stock de erizo requiere pasar por un proceso de trabajo mayor. Este es el primer análisis exploratorio de datos AMERB con fines de integración al assessment. Sin embargo, surjen preguntas relevantes a la hora de realizar esa integración y como adminstrar esta nueva información. Actualmente el manejo de las AMERB y de los Planes de manejo tienen reglamentos y aspectos administrativos distintos, por lo que una evaluaciòn integrada requerie decisiones de manejo conjunta, como por ejemplo, la asignaciòn de cuotas para una u otra figura de adminstración. 6.4. Proceso de Revisión de Pares (CAPES, 2020) Durante este año el proceso de evaluación de stock atravesó un proceso de revisión por pares en el marco del Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas bajo Planes de Manejo para la evaluación de stock de erizo (Loxechinus albus) en las regiones de Los Lagos y Aysén, año 2019. Esta revisión consideró la participación del experto internacional Dr. James Ianelli quien se desempeña como evaluador de stock senior del NOAA Fisheries Alaska Fishery Science Center (USA). Las pesquerías de invertebrados poseen múltiples desafíos para su evaluación de stock, debido principalmente a la dificultad de observación de la edad, dinámicas poblacionales poco estudiadas y compleja estructura espacial, lo que dificulta tanto el marco teórico de modelación como monitoreo y obtención de datos relevantes para el manejo. Esta situación manifiesta la necesidad de implementación de metodologías de evaluación de stock y toma de decisiones acorde a las singularidades de este tipo de pesquerías (Wiff et al., 2020). Los procedimientos de evaluación de stock deben estar basados en rigurosidad científica y es en este marco, que el proceso de revisión por pares se hace necesario como mecanismo de validación, transparencia y verificación técnica. El escrutinio independiente de los procedimientos de evaluación de stock, garantiza que las decisiones de manejo se tomen en base a la mejor información científica disponible. Por este motivo y con la iniciativa de IFOP en conjunto con CAPES-UC, se desarrolló esta revisión por pares experta para la evaluación de stocks de Erizo en la X y XI regiones de Chile. Acorde a los términos técnicos de referencia (TTR) emanados por IFOP, existen 5 tópicos generales donde se concentró la revisión de la evaluación de stock: (1) unidades de stock, (2) parámetros de historia de vida (3) índice de abundancia y estructuras de tallas (2) modelo de evaluación de stock (5) puntos biológicos de referencia (PBR). Dentro de las principales recomendaciones respecto de las unidades de stock, se indica que se deben realizar análisis de sensibilidad que consideren niveles de agregación alternativo a los que ya existen. Acorde a los parámetros de historia de vida usados en la evaluación, se hacen recomendaciones respecto de análisis de sensibilidad para los parámetros de crecimiento y mortalidad natural. Si bien en este análisis se incorporaron algunas recomendaciones de los expertos, el informe final y el plan de trabajo aun no está definido, dado que este proceso de revisión termino en Diciembre del 2020. 6.5. Implicancias del stock assessment en el manejo de la pesquería de erizo zona sur austral de Chile La pesquería del erizo en las regiones de Los Lagos y Aysén ya demuestra problemas derivados de una creciente explotación de erizos bajo talla y una baja en el rendimiento (Consejo Zonal de Pesca X y XI, 2005). En este sentido, se han descrito síntomas de su sobrexplotación (Botsford et al., 2004; Moreno et al., 2007; Roa-Ureta et al., 2015; Stotz, 2007) e impactos de la intensa actividad pesquera en las comunidades asociadas (Contreras et al., 2019). Esto se suma a ciertas deficiencias en el manejo, como, por ejemplo, la ausencia de objetivos operacionales específicos que puedan ser medibles ni cuantificables (Techeira et al, 2018; 2019) y las escalas espaciales de aplicación ha dificultado la transferencia de acuerdos a comunidades locales distribuidas a lo largo del área de aplicación del plan (Nielsen et al., 2004; Weigel and de Monbrison, 2003). En este escenario y con interacciones de miles de pescadores distribuidos en cientos de kilómetros de actividad pesquera los acuerdos se han centrado en aspectos políticos administrativos que se reducen a fijar vedas y cuotas (ver Acuerdo Zona Contigua). Es por ello que los stakeholders han expresado la necesidad de contar con herramientas cuantitativas a través de un enfoque de modelo-basado para conocer los niveles de las variables poblacionales y estado de explotación del recurso, así como también, para corroborar la efectividad de las medidas de manejo adoptadas. Sin embargo, para proponer recomendaciones bajo un enfoque modelo-basado, se debe establecer un marco de referencia biológico para la pesquería del erizo. En este sentido, la mayoría de los marcos de referencia internacionales de ordenación pesquera modernos y actualmente vigentes, se sustentan en el concepto del Rendimiento Máximo Sostenible (RMS). En este aspecto se propone la utilización de Puntos Biológicos de Referencias (PBR) que tiendan al RMS, de acuerdo a lo expresado por la comunidad científica pesquera mundial. Mayormente se han aplicado PBR proxies dada la dificulta de estimación del MRS (Hilborn, 2002; Payá et al., 2014). Por ejemplo, inicialmente para evitar la sobrepesca por crecimiento usando como PBR objetivo F0.1 y el PBR límite Fmax, basados en el rendimiento por recluta (Gulland y Boerema 1973). Luego, para prevenir la sobrepesca por reclutamiento se propone el uso de un PBR objetivo F40%BDPR y como PBR límite F20%BDPR, basados en la biomasa desovante por recluta (Clark 1991 y 1993, Mace 1994, Mace y Sissenwine 1993). Más recientemente también ha usado como PBR objetivo 40%BD0 (biomasa desovante que corresponde al 40% de la biomasa desovante virginal) y como límite 20%BD0 (cita). A nivel mundial, se han propuesto marcos de referencia para pesquerías de erizo. Por ejemplo en Maine, se estimó usar como referencia el F0,1(Chen et al., 2003; Chen and Hunter, 2003; Perry et al., 2002). (Botsford et al., 2004) proponen el uso de PBR basado en el potencial reproductivo (SPR) como un proxy del MRS de acuerdo a lo establecido por (Gabriel and Mace, 1975; Goodyear, 1993) para las pesquerías del erizo de California. En función de los antecedentes, consideramos que un modelo de dinámica poblacional para la población de erizos debería proporcionar estimaciones fiables de los parámetros del modelo con métodos estadísticos adecuados (Hilborn y Walters, 1992; Chen y Paloheimo, 1998; Walters, 1998) y de las variables de estado (biomasa, abundancia) y flujo (mortalidad por pesca o tasas de explotación) en el área de distribución del recurso y la pesquería, las cuales deben contener referencias basadas en los proxis del RMS anteriormente descritos. Para esto, implementamos un protocolo de evaluación de stock, cuyo objetivo es recomendar un marco biológico de referencia basado en un enfoque modelobasado para determinar Fmrs y Bmrs con un modelo estructurado en tallas con dinámica en edad y desarrollar una estrategia de manejo adecuada. Si bien, las críticas al co-manejo son difíciles de realizar, quizás por sus profusas credenciales científicas, se ha identificado que los enfoques de co-manejo carece de un objetivo de manejo operacional (Murray, 2007; Nielsen et al., 2004; Payá et al., 2014), y que se ha evidenciado en esta pesquería, por lo cual es necesario contar con un marco de referencia biológica para la toma de decisiones basado en rigor científico y propender a una pesquería sustentable. A su vez, los críticos de los fundamentos racionalistas de la cogestión señalan una falta de arraigo cultural o político que limita la comprensión de cómo se distribuye y se distribuye el poder y la responsabilidad. da forma al comportamiento colectivo. Otros sugieren que la polémica del debate CPT / cogestión ha resultado en el descuido de las características empíricas clave de los bienes comunes de la pesca, lo que es más crítico, las complejas causas y consecuencias del cambio en el esfuerzo pesquero. En las últimas décadas, la cogestión se ha convertido en una forma cada vez más popular de reforma de la gobernanza en muchos países en desarrollo. Considerado como un medio para promover la gestión sostenible y equitativa de los recursos naturales, ha tenido una amplia aplicación en la pesca continental en pequeña escala. Sin embargo, tal vez por sus valiosas credenciales, no ha habido suficientes evaluación de los resultados (Murray, 2007). Este artículo comienza con una revisión del procedimiento de manejo en la pesqueria del erizo del sur para explorar las razones de fracaso del plan de manejo. En el estudio de caso de Sri Lanka, se hace hincapié en comprender impulsores ambientales, técnicos y socioeconómicos del cambio de esfuerzo. Las iniciativas de cogestión se llevaron a cabo en dos embalses de tamaño pequeño-mediano (788ha y 1546ha) en la provincia Noroeste. Estos apoyan la pesca artesanal con redes de enmalle, predominantemente para tilapias exóticas comercializadas sobre una base muy local. La estrategia de cogestión que involucró a los oficiales de pesca locales y las cooperativas de pesca, se centró en las restricciones de pesca diseñadas para mantener los rendimientos y aumentar el tamaño medio de las capturas. A pesar del entusiasmo inicial, las restricciones colapsó después de 4-5 meses con el inicio del oportunismo oportunista. Esto era debido a; falta de capacidad de ejecución, las dificultades desproporcionadas que enfrentan los grupos de pescadores con menor movilidad económica y relaciones de patrocinio político. Además, como socios cumplidores, las cooperativas tenían un apalancamiento débil en el proceso de toma de decisiones. A pesar de la corta duración de las restricciones efectivas, el análisis simultáneo de Las tendencias del mercado local demostraron un repunte notable en los rendimientos que apuntan a la capacidad de recuperación resiliente de la pesquería de tilapia. Además histórico Los datos de los precios de las materias primas revelan la estabilidad del precio de la tilapia a largo plazo entre la demanda y la oferta incluso cuando la presión pesquera ha aumentado. A pesar de impactos negativos en la biodiversidad indígena, estas características sugieren temores de la sobreexplotación son infundadas y cuestionan la premisa subyacente de la intervenciones de cogestión. Finalmente, los resultados se utilizan para resaltar las diferencias contextuales con las pesquerías de las llanuras aluviales en Bangladesh, donde la disminución de las cosechas silvestres y el surgimiento de una industria acuícola vibrante presentan desafíos muy diferentes. Los resultados advierten contra la dependencia excesiva de la cogestión como enfoque de proyecto. En cambio, existe la necesidad de análisis contextuales detallados que vayan más allá una visión de las pesquerías como sistemas cerrados para incorporar medios de subsistencia más amplios perspectivas. APROVECHAR LA COGESTIÓN Las razones del fracaso o la cogestión problemática se relacionan con mayor frecuencia con el tamaño de la zona en cuestión, debilidad de acompañamiento al proceso, a por proyecto enfoque demasiado corto, falta de una estrategia clara, falta de comunicación, estructuración inadecuada de comunidades, la falta de empoderamiento de las partes interesadas y la falta de de devolución de medios inancieros (Fargier, 2012; MEM, 2011; recuadros 4 y 5) El comanejo es una herramienta de gestión pesquera que ha recibido mucha atención en los últimos años. Si bien existen grandes esperanzas sobre lo que puede lograr, también existen serias dudas, interrogantes y críticas sobre su aplicabilidad general. Creemos que muchas de estas preocupaciones son válidas. Sin embargo, muchas de las predicciones negativas reflejan perspectivas demasiado estrechas sobre el papel y la naturaleza de las instituciones. Otras presuposiciones, no menos válidas, conducen a hipótesis más optimistas sobre los resultados de los acuerdos de cogestión. Los problemas (Jentoft et al., 1998) institucionales asociados a la cogestión se han analizado desde la perspectiva de la elección racional. Ofrecemos otra perspectiva al analizar estos problemas desde el punto de vista de cómo las instituciones están integradas en la comunidad humana. El comanejo en estas pesquerías se ha dificultado debido a las grandes extensiones y grandes cantidades extraídas. Si bien el manejo de recursos no se ha establecido en relación a un marco de referencia biológico, hoy en día, por lo antes descrito, se hace cada vez más necesario una mirada cuantitativa para el manejo de este tipo de recursos. La intensa presión extractiva supera todos los intentos de lograr acuerdos para lograr una pesquería sustentable Esto se traduce en que los planes de manejo de estas pesquerías no incorporan indicadores ni menos referencias objetivas para lograr una pesquería que tienda a la sustentabilidad (Techeira, 2017, 2019) Esto concuerda con lo planteado por Punt et al (2016) que señala que de no existir objetivos claros y precisos, las pesquerías están proclives a fallar en su manejo. En la misma línea, recomendaciones de asesoría basada en evidencia científica han logrado mejorar los sistemas pesqueros alrededor del mundo (Hilborn et al, 2020) A su vez, las herramientas metodológicas para la evaluación de stock de especies invertebrados bentónicos han avanzado, deben contener particularidades propias de dinámica e historia de vida de este tipo de recursos. Sin embargo, en el caso de especies sedentarias como el erizo, ciertas características intrínsecas poblacionales imponen restricciones adicionales a la aplicación de modelos convencionales de evaluación de stocks, mas aun considerando las escalas de evaluación, ya sea esta macro, meso o micro escala (Molinet et al, 2014). La dinámica poblacional es altamente sensible a las condiciones ambientales locales, lo que puede generar gradientes espaciales en escalas reducidas que pueden afectar las tasas de crecimiento y los procesos de reclutamiento y mortalidad (Caddy & Defeo, 2003), además los procesos de denso-dependencia tales como inhibición del reclutamiento o mortalidad postasentamiento debido a la presencia de adultos (Defeo, 1996; Orensanz et al. 2006) deben ser explícitamente considerados. experimentación y se están produciendo nuevos desarrollos institucionales como consejos conjuntos de toda la bahía, que tienen como objetivo proporcionar representación para las diferentes comunidades de la mayor grupo de pescadores en el área de la bahía. En Bangladesh, el caso de la pesca de Beel es un buen ejemplo de éxito de la cogestión a gran escala donde se encuentran miles de beels o cuerpos de agua cerrados gestionado conjuntamente por ONG que representan la pesca hogares. Nuevos arreglos institucionales entre Han surgido gobiernos y ONG. Usuarios de recursos establecer objetivos de gestión y participar en la gestión con el apoyo del Departamento de Pesca. Resultados de la evaluación de stock Para proponer recomendaciones modelo-basadas para la pesquería del erizo, es necesario entender la evaluación de stock en este tipo de recursos espacialmente estructurados, dado que el desarrollo de modelos clásicos en la teoría de la dinámica de las poblaciones explotadas ha sido motivado principalmente en el campo de los vertebrados, y por su parte, pesquerías de invertebrados como el erizo han mostrado un lento proceso de evaluación formal alrededor del mundo (Cheng & Berek, 2003, Cheng, 2002, Hilborn and Walters, 1992). Para poder aplicar modelos de evaluación de stock en invertebrados, ciertas consideraciones deben ser atendidas, como por ejemplo, considerar el conjunto de poblaciones relacionadas con una fuerte y persistente estructuración espacial (Jamieson, 1995) y la redistribución del esfuerzo de pesca a través de la entidad poblacional analizada (Caddy and Defeo, 2003). Desde este punto de vista se de- ben tomar en cuenta los PBR que tiendan a evitar una eventual sobrepesca por reclutamiento, consi- derando aquellos PBR que entreguen un diagnósti- co respecto a la biomasa desovante disponible cada año para la renovación poblacional. En este contex- to, aquí se utilizaron los PBR provenientes de la biomasa desovante por recluta (BPR). Al respecto se puede señalar, que la mortalidad por pesca 2003 (Fact), se encuentra muy cercana al criterio de F40% (Fig. 4). Además, la curva de BPR presenta ausen- cia de elasticidad, en el sentido que a niveles bajos de mortalidad por pesca, la curva cambia rápida- mente desde un nivel de F66% a F45% , pero cuando se aumentan los niveles de mortalidad por pesca por sobre F33% , los niveles de BPR son estables. Bajo el esquema selectivo actual, esto produciría (indepen- diente de las altas mortalidades por pesca que po- drían existir en la población) el escape de una frac- ción de desovantes, permitiendo sustentar la pobla- ción, aunque a niveles bajos de stock y por lo tanto no recomendable como política pesquera. El diagnóstico de las tres unidades (zonas) analizadas consideró como referentes valores “proxies” del Rendimiento Máximo Sostenido (RMS), y que se refieren a una reducción de biomasa virginal al 40%. Para todos los efectos se consideró un nivel de “steepness” h=0.8 para la relación S/R. Para estos efectos se calcularon los niveles de mortalidad por pesca de referencia en base a un análisis de equilibrio por recluta considerando las particularidades de cada unidad de stock y las variaciones anuales de la selectividad. La biomasa desovante virginal se calculó en base al valor de reclutamiento de largo plazo sin explotación, mientras la reducción de esta variable se estableció en base a la razón entre la biomasa desovante de cada año respecto a su condición inicial. De acuerdo a lo anterior se determinó que la reducción poblacional alcanza el 23.1%, 15% y 24% en zonas X Norte, X Sur y XI respectivamente. Analizando los resultados a la luz de las evaluaciones anteriores, en la zona X Norte, el nivel de reducción poblacional alcanza un 23.1%, muy por debajo del enfoque precautorio del 40% de BD/BDo y 6.7% por encima de la última evaluación realizada el año 2015. Esta situación se debe a la baja en los niveles de esfuerzo realizado en la zona X Norte y un alza en el reclutamiento para el año 2016. En la zona X Sur también la reducción poblacional es de 15%, un 10.4% debajo de la última evaluación de stock realizada el año 2015. Al igual que en Xnor esta zona se encuentra bajo un nivel de sobre-explotación. En XI también la reducción poblacional se estimó en un 24%, una disminución de un 20.8% respecto a la última evaluación de stock realizada el año 2015, esto podría deberse al desplazamiento de la flota hacia zonas australes de la región, causando un aumento del esfuerzo de pesca. Los resultados para X Norte mostraron que desde el 2006 la mortalidad por pesca se ubica significativamente por sobre el criterio de referencia FMRS=F40% pero con tendencia decreciente en los últimos 3 años, mientras la biomasa desovante ha estado por casi 10 años por debajo de la biomasa en el BMRS. El diagrama de fase ubica la condición actual en situación de sobre-explotación (B<Brms) (Figura 47). Por su parte, en la zona X Sur también se estimó una condición similar de sobre-explotación con un nivel de mortalidad por pesca alto en los últimos años, por sobre el criterio FMRS=F40%, y por ende con evidencias de sobre-pesca (Figura 50), con niveles de reducción de la biomasa desovante bajo los objetivos de manejo tentativos desde el comienzo de la pesquería (década del 80). Finalmente, en XI región los resultados mostraron que las variables biomasa y mortalidad por pesca se ubican bajo los objetivos de manejo, sin embargo, este continua siendo stock en mejor condición de estatus (Figura 53). Gran parte de la reducción poblacional en toda la X Región se habría debido a extensos períodos de fuertes anomalías en los reclutamientos junto al crecimiento del esfuerzo de pesca sobre especies de menor longitud. Esta situación también ha comenzado a suceder en la XI, en donde los altos niveles de mortalidad por pesca, han situado al recurso en una situación de vulnerabilidad. La tendencia general de la población de erizos en la X y XI región es a la baja, y las proyecciones a largo plazo son arriesgadas. De acuerdo a esto, se recomiendan las CBA para el año 2017 con enfoque precautorio para cada una de las zonas con distintos niveles de riesgo. Considerando un riesgo medio (30%) en función de los un objetivo de manejo en torno al MRS, para la zona X Norte se tienen 844 tons., para la zona X Sur se proponen 3010 tons. Por ultimo para la zona XI, se proponen 8711 tons. De acuerdo a los análisis de sensibilidad, y considerando los distintos escenarios probados (steepness y parámetros de crecimiento), no se encontraron mayores diferencias en los estatus del erizo en las 3 zonas evaluadas. Sin embargo, las piezas de información referentes a las estructuras de tallas son las que mayor ponderan en este modelo. Esto se comprueba mediante los resultados de la última evaluación en la zona XI.

1. REFERENCIAS Arias, E., N. Barahona, G. Jerez y E. Lozada, 1995. Monitoreo del recurso erizo en la X y XI regiones, 1994. Informe Final FIP 93-13: 1-74. Arrau. L, 1958. Desarrollo del erizo comestible en Chile, Loxechinus albus (Molina). Revista de Biología Marina 7: 39-61. Barahona, 2016. INFORME FINAL Convenio de Desempeño, 2016 Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas, 2016 SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT / Junio 2017 Barahona, 2017. INFORME FINAL Convenio de Desempeño, 2016 Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas, 2016 SUBSECRETARÍA DE ECONOMÍA Y EMT / Junio 2018. Bay-Schmith, E., C. Werlinger y J. Silva, 1981. Ciclo anual de reproducción del recurso Loxechinus albu entre la X y XII Región. Informe Final Proyecto de Investigación, Subsecretaría de Pesca, Universidad de Concepción, 68 pp. Beare, D. J., Needle, C., Burns, F., and Reid, D. G. 2005. Using survey data independently from commercial data in stock assessment: an example using haddock in ICES Division VIa. e ICES Journal of Marine Science, 62: 996e1005. Benoit Mesnil, John Cotter, Rob J. Fryer, Coby L. Needle, Verena M. Trenkel. 2009. A review of fishery-independent assessment models, and initial evaluation based on simulated data. Aquat. Living Resour. 22 (2) 207-216. DOI: 10.1051/alr/2009003 Bull, B.; Francis, R.I.C.C.; Dunn, A.; McKenzie, A.; Gilbert, D.J.; Smith, M.H. (2005). CASAL (C++ algorithmic stock assessment laboratory): CASAL User Manual v2.07-2005/08/21. NIWA Technical Report 127. 274 p. Bustos. E y Olave. S, 2001. El cultivo del erizo (Loxechinus albus). Instituto de Fomento Pesquero, Puerto Montt. Bustos, H., R. Troncoso, J. Valencia, A. Reyes, 1987. Repoblación y cultivo de la ostra chilena y del erizo en la isla de Chiloé. Instituto de Fomento Pesquero, Santiago Caddy, J.F. & Defeo, O. 1996. Fitting the exponential and logistic surplus yield models with mortality data: some explorations and new perspectives. Fish. Res., 25: 39–62. Caddy, J.F., Defeo, O. 2003. Enhancing or restoring the productivity of natural populations of shellfish and other marine invertebrate resources. FAO Fisheries Technical Paper. No. 448. Rome, FAO. 159p. Cadigan NG & PJ Farrell. 2005. Local influence diagnostics for the retrospective problem in sequential population analysis. ICES Journal of Marine Science, 62: 256-265.

Cadrin SX & DS Vaughn. 1997. Retrospective analysis of virtual population estimates for Atlantic menhaden stock assessment. U.S. National Marine Fisheries Service Fishery Bulletin, 95: 445–455. Canales. C, Cavieres. J y Techeira. C, 2014. Implementación metodológica de evaluación de stock de recursos bentónicos. Programa de “Seguimiento de Pesquerias Bentónicas, 2014. IFOP. Chen, Y., and Hunter, M. 2003. Assessing the green sea urchin (Strongylocentrotus droebachiensis) stock in Maine. USA. Fisheries Research, 60: 527–537. Ebener M, J Bence, K Newman & P Schneeberger. 2005. Application of statistical catch-at-age models to assess Lake Whitefish stocks in the 1836 treaty-ceded waters of the upper Great Lakes. En: Mohr L & T Nalepa (eds). Proceedings of a workshop on the dynamics of lake whitefish (Coregonus clupeaformis) and the amphipod Diporeia spp. in the Great Lakes. Great Lakes Fish Commission Technical Report 66: 271-309. FAO. 2001. Second technical consultation on the suitability of the CITES criteria for listing ommercially exploited aquatic species. FAO background document for the 2nd technical consultation on the suitability of CITES criteria for listing commercially exploited aquatic species. FAO Doc. FI:SLC2/2001/2. FAO. 2005. Putting into practice the ecosystem approach to fisheries. Rome. FAO. 2014. Fisheries and aquaculture software. FishStatJ - software for fishery statistical time series. In. FAO Fisheries and Aquaculture Department [online], Rome. Faraway, J. 2006. Extending the linear model with R: generalized linear, mixed effects and nonparametric regression models/Julian J.Faraway. p. cm.—(Texts in statistical science) Includes bibliographical references and index. ISBN 1-58488-424-X 1. Analysis of variance. 2. Regression analysis. 3. R (Computer program languages)—Mathematical models. I. Title. II. Series. Flores, L., B. Ernst y A.M. Parma, 2010. Growth pattern of the sea urchin, Loxechinus albus (Molina, 1782) in southern Chile: evaluation of growth models. Mar. Biol. 157: 967-977. Fournier D & C Archibald. 1982. A general theory for analyzing catch at age data. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 39: 1195-1207. Fournier D, J Hampton & J Sibert. 1998. MULTIFAN-CL: a length-based, age-structured model for fisheries stock assessment with application to South Pacific albacore, Thunnus alalunga. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 55: 2105-2116 Fournier, D. A., Skaug, H. J., Ancheta, J., Magnusson, A., Maunder, M. N., Nielsen, A., and Sibert, J. 2012. Optimization Methods and SoftwareADModel Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. Optimization Methods and Software, 27: 233–249.

Fu, D., and McKenzie, A. 2010. The 2010 stock assessment of paua (Haliotis iris) for Milford, George, Central, and Dusky in PAU 5A. New Zealand Fisheries Assessment Report 2010/46. Fu, D.; Dunn, A. 2009. An updated stock assessment for Foveaux Strait dredge oysters (Ostrea chilensis) for the 2008–09 fishing year. New Zealand Fisheries Assessment Report 2009/53. 71 p. Francis, R.I.C.C. (2011). Data weighting in statistical fisheries stock assessment models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 68: 1124–1138. Gavaris, S., Ianelli, J. N., 2001. Statistical issues in fisheries stock assessment. Scand. J. Statistics: Theory and Appl., 29, 245-272. Gebauer, P., CA .Moreno, 1995. Experimental validation of the growth rings of Loxechinus albus (Molina, 1872) in the southern Chile (Echinodermata: Echinoidea). Fisheries Research 21: 423-435. Guisado, C., E. Arias y E. Pérez, 1998. Estudio reproductivo del erizo en las regiones I a VIII. Informe Final. Proyecto FIP-IT/96-44:1-233. Guisado. C, 1995. Estrategias de desarrollo larval y ciclo de vida en dos especies de echinoideos regulares del sur de Chile. Tesis de Magister, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Valdivia, 89 pp. Guisado. CH y Castilla. JC, 1987. Historia de vida, reproducción y avances en el cultivo del erizo FRPHVWLEOH chileno Loxechinus albus (Malina 1 782) (Echinoidea, Echinidae). En: Arana P (ed) Manejo y Desarrollo Pesquero: 59-68. Escuela de Ciencias del Mar, Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso.

Fukuda, H., K, Mikihiko, Iwata, S., A. Masayuki, MIzuno, A., S. Uematsu, Fujioka, K., K, Oshima & Y. Takeuchi. 2012. A Sensitivity Analysis of Stock Assessment 2012 for Pacific bluefin tuna. National Research Institute of Far Seas Fisheries. 5-7-1 Orido, Shimizu, Shizuoka, 424-8633, Japan. Hilborn, R. & Walters, C.J. 1992. Quantitative Fisheries Stock Assessment. Choice, Dynamics and Uncertainty. Chapman and Hall, New York. 570 pp. Hordyk, A., Ono, K., Valencia, S., Loneragan, N., and Prince, J. 2015. A novel length-based empirical estimation method of spawning potential ratio (SPR), and tests of its performance, for small-scale, data-poor fisheries. – ICES Journal of Marine Science, <doi:10.1093/icesjms/fsu004>. Kanaiwa, M., Chen, Y., and Hunter, M. 2005. Assessing a stock assessment framework for the green sea urchin Strongylocentrotus drobachiensis fishery in Maine, USA. Fisheries Research, 74: 96–115. Kimura D. 1990. Approaches to age-structured separable sequential population analysis. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 47(12): 2364-2374.

Kino. S y Agatsuma. Y, 2007. Reproduction of sea urchin Loxechinus albus in Chiloé Island, Chile. Fisheries Science 73: 1265-1273. Lee HH, KR Piner, RD Methot & MN Maunder. 2014. Use of likelihood pro-filing over a global scaling parameter to structure the population dynamics model: An example using blue marlin in the Pacific Ocean. Fisheries Research, 158: 138–146. Levin, L.A. 2006. Recent progress in understanding larval dispersal: New directions and digressions. Integrative and Comparative Biology 282–297. Levins R. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. Bull. Entomol. Soc. Am. 15, 237-240, 1969. Mannini A, Pinto C, Konrad C, Vasilakopoulos P and Winker H (2020) “The Elephant in the Room”: Exploring Natural Mortality Uncertainty in Statistical Catch at Age Models. Front. Mar. Sci. 7:585654. doi: 10.3389/fmars.2020.585654 Maunder MN. 1998. Integration of Tagging and Population Dynamics Models in Fisheries Stock Assessment. PhD thesis, University of Washington. Maunder M.N., Watters G.M. 2003.A-SCALA: an age-structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean. Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin ;22:433-582. McCullagh, P. and Nelder, J.A. (1989) Generalized Linear Models. 2nd Edition, Chapman and Hall, London. <http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4899-3242-6> Methot R. 1986. Synthetic estimates of historical abundance and mortality for northern anchovy, Engraulis mordax. American Fisheries Society Symposium 6: 66-82. Mace, P. M. and Sissenwine, M.P. 1993. How much spawning per recruit is enough? Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences, 120, 110–118. Mohn R. 1999. The retrospective problem in sequential population analysis: An investigation using cod fishery and simulated data. ICES Journal of Marine Science, 56: 473-488. Molinet C, Balboa C, Moreno CA, Diaz M, Gebauer P, Niklitschek E, Barahona N. 2013. Variability in the growth patterns of Loxechinus albus along a bathymetric gradient associated with a fishing ground. Bull Mar Sci 89:699-716. Molinet C, Barahona N, Yannicelli B, González J, Arévalo A, Rosales S. 2011. Statistical and empirical identification of multiespecies harveting zones to improve monitoring, assessment, and management of benthic fisheries in southern Chile. Bulletin of Marine Science 87:351-375

Molinet, C., CA. Moreno, EJ. Niklitschek, M. Matamala, M. Neculman, A. Arévalo, J. Codjambassis, P. Diaz y M. Diaz, 2012. Reproduction of the sea urchin Loxechinus albus across a bathymetric gradient in the Chilean Inland Sea. Revista de biología marina y oceanografía, 47(2), 257-272. Molinet, C., C. Herrera, P. Gebauer, P. Landaeta y C. A. Moreno, 2010. Estados tempranos de Echinoidea en el canal Lagreze, Islas Guaitecas, sur de Chile. Rev. Biol. Mar. Oceanogr. 45 (1), 19-33. Molinet, C., A. Arevalo, N. Barahona, L. Ariz, J. González, M. Matamala, J. Henríquez, V. Almanza, V. Fuentealba, 2008. Diagnostico biológico –pesquero para recursos bentónicos de la zona contigua, x y xi Región. Universidad Austral de Chile, FIP 2005-51, Valdivia. Moreno. C y Molinet. C, 2013. The paradigm of the depth distribution of Loxechinus albus (Molina) in Chile. Revista chilena de historia natural, 86(2), 225-227. Moreno, CA., C. Molinet, P. Díaz, M. Díaz, J. Codjambassis y A. Arévalo, 2011. Bathymetric distribution of the Chilean red sea urchin (Loxechinus albus, Molina) in the inner seas of northwest Patagonia: Implications for management. Fisheries Research 110, 305-3011. Moreno. CA, 2003. Plan De Manejo Pesquería Erizo Zona Contigua (X-XI Región). Informe Final. Subsecretaría de Pesca. Universidad Austral de Chile, Valdivia. Moreno, CA., A. Zuleta, PS. Rubilar, 1996. Investigación complemento pesquería Erizo 1995. Universidad Austral de Chile, Valdivia. Moreno. CA y Vega. R, 1988. Valor científico de las Reservas Marinas Costeras: un ejemplo de estudio ecológico en poblaciones de Loxechinus albus (Molina). Informe UNESCO Ciencias del Mar 47: 124-134. NEFSC (Northeast Fisheries Science Center). 2004. 39th Northeast Regional Stock Assessment Workshop (39th SAW) assessment summary report. US Dept Commer., Northeast Fish. Sci. Cent. Ref. Doc. 04-10a; Available from: National Marine Fisheries Service, 166 Water Street, Woods Hole, MA 02543-1026. Pearse. J.S y Pearse. V.B, 1975. Growth zones in the echinoid skeleton. Am. Zoo. 15, 731- 753. Quinn T & R Deriso. 1999. Quantitative fish dynamics, 542 pp. Oxford University Press, New York. R Core Team. 2020. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>. Reyes, A., Barahona A., Carmona A., Rojas C., Arias E., Arias J., y V. Pezo. 1994. Diagnóstico de las principales pesquerías nacionales bentónicas III, IV y X regiones. Estado de situación y perspectivas del recurso. Instituto de Fomento Pesquero. SGI-IFOP 94/7. 33pp.

Reyes, A. y N. Barahona. 1995. Monitoreo de la pesquería del recurso almeja en la X Región, 1994. Informe técnico IFOP – Fondo de Investigación Pesquera. Schuhbauer, A., P. Brickle, AI. Arkhipkin, 2010. Growth and reproduction of Loxechinus albus (Echinodermata: Echinoidea) at the southerly peripheries of their species range, Falkland Islands (South Atlantic). Mar Biol. 157:1837–1847. Sernapesca. 2016. Anuarios estadísticos. En: www.sernapesca.cl Stotz W, González S, López C. 1992. Siembra experimental del erizo rojo Loxechinus albus (Molina) en la costa expuesta del centro-norte de Chile: efectos del erizo negro Tetrapygus niger (Molina) sobre la permanencia y crecimiento de los juveniles. Investigación Pesquera (Chile) 37:107-117. Taylor N, C Walters & S Martell. 2005. A new likelihood for simultaneously estimating von Bertalanffy growth parameters, gear selectivity, and natural and fishing mortality. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 62: 215-223. Techeira C., M. Mardones, N. Barahona, P. Romero. 2018. Programa de seguimiento de Planes de Manejo bentónico, 2017. Informe Final. Instituto de Fomento Pesquero. 372 p. Vásquez J. 2001. Ecology of Loxechinus albus. En: Lawrence JM (ed). Edible sea urchins: Biology and ecology, pp. 161-175. Elsevier Science B.V., Tampa. Wang SP, MN Maunder, KR Piner, AM Aires-da-Silva & HH Lee. 2014. Evaluation of virgin recruitment profiling as a diagnostic for selectivity curve structure in integrated stock assessment models. Fisheries Research, 158: 158–164. Wiff, R., Ianelli, J. & S. Gacitúa. 2020. “Revisión por pares evaluación de stock erizo Loxechinus albus en las regiones de Los Lagos y Aysén. Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas bajo Planes de Manejo”. Informe PreFinal - CAPES–UC. Zamora. S y Stotz. W, 1992. Ciclo reproductivo de Loxechinus albus (Molina 1782) (Echinodermata: Echinoidea) en Punta Lagunillas, IV Región, Coquimbo, Chile.