

Rutina, análisis, y salidas de evaluación de stock de erizo *L. albus* X-XI regiones 2021 con datos desde 1996

Documento de insumo para el Reporte 2021

Mardones, M., Zúñiga, M.J., Barahona, N.

December, 2021

Contents

1. RESUMEN EJECUTIVO	2
3. OBJETIVOS	4
3.1. Objetivo General	4
4.3. Análisis de los desembarques	5
5. RESULTADOS	6
5.1. Diagnóstico del modelo	6
5.2. Variables de estado	11
5.3. Puntos Biológicos de Referencia	11
5.4. Estatus del erizo de la zona norte de la Región de Los Lagos	11
5.2 Erizo zona sur Región de Los Lagos	11
5.2.1. Diagnóstico del modelo	11
6.1.3. Erizo Región de Aysén	32
5.5. Análisis integrado de las tres zonas de estudio	40
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	46
6. DISCUSIÓN	46
7. CONCLUSIÓN	55
7.1. Generalidades	55
7.2. Análisis de sensibilidad	57
7.3. Datos de AMERB para incorporar en el proceso de evaluación de stock de erizo	58
7.4. Proceso de Revisión de Pares (CAPES, 2020)	59
8. REFERENCIAS	68

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 Undécima 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.

Evaluar M en el perfil y ver la influencia de ello en la estimación

Aquí probé otro set de valores de M

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.

4.3. 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.

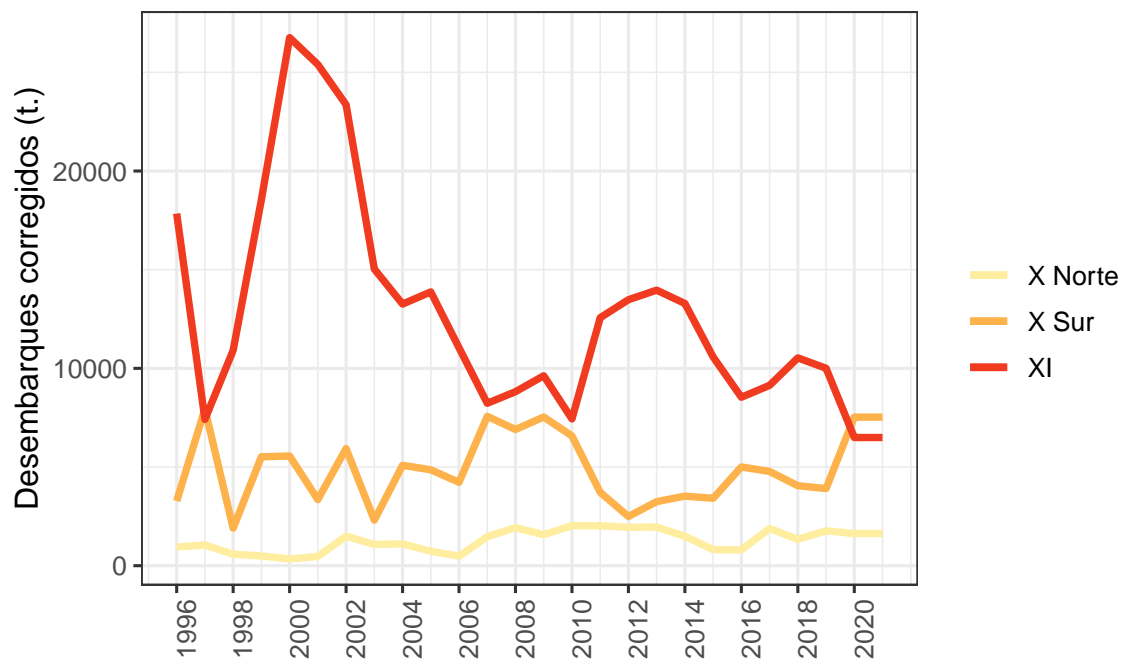


Figure 1: Desembarques corregidos de entrada al modelo por macrozona de evaluación

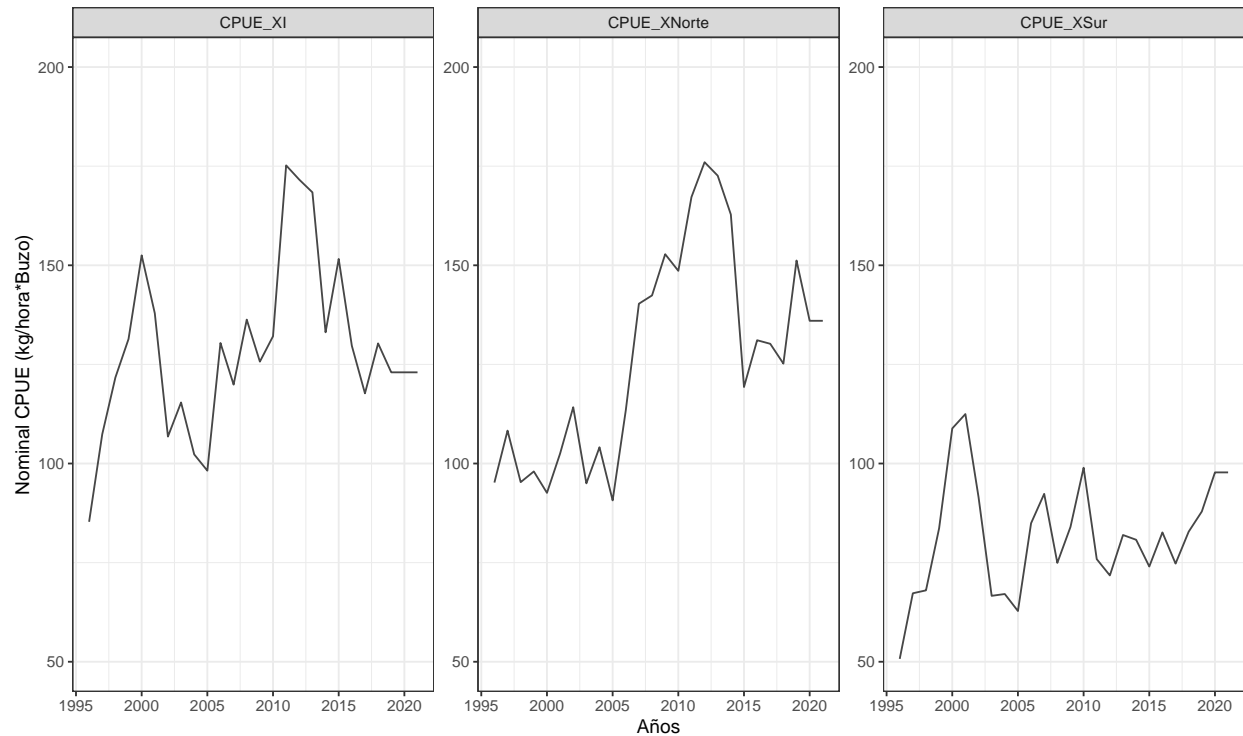


Figure 2: CPUE de entrada al modelo de evaluación de stock para las tres unidades de stock de erizo

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)

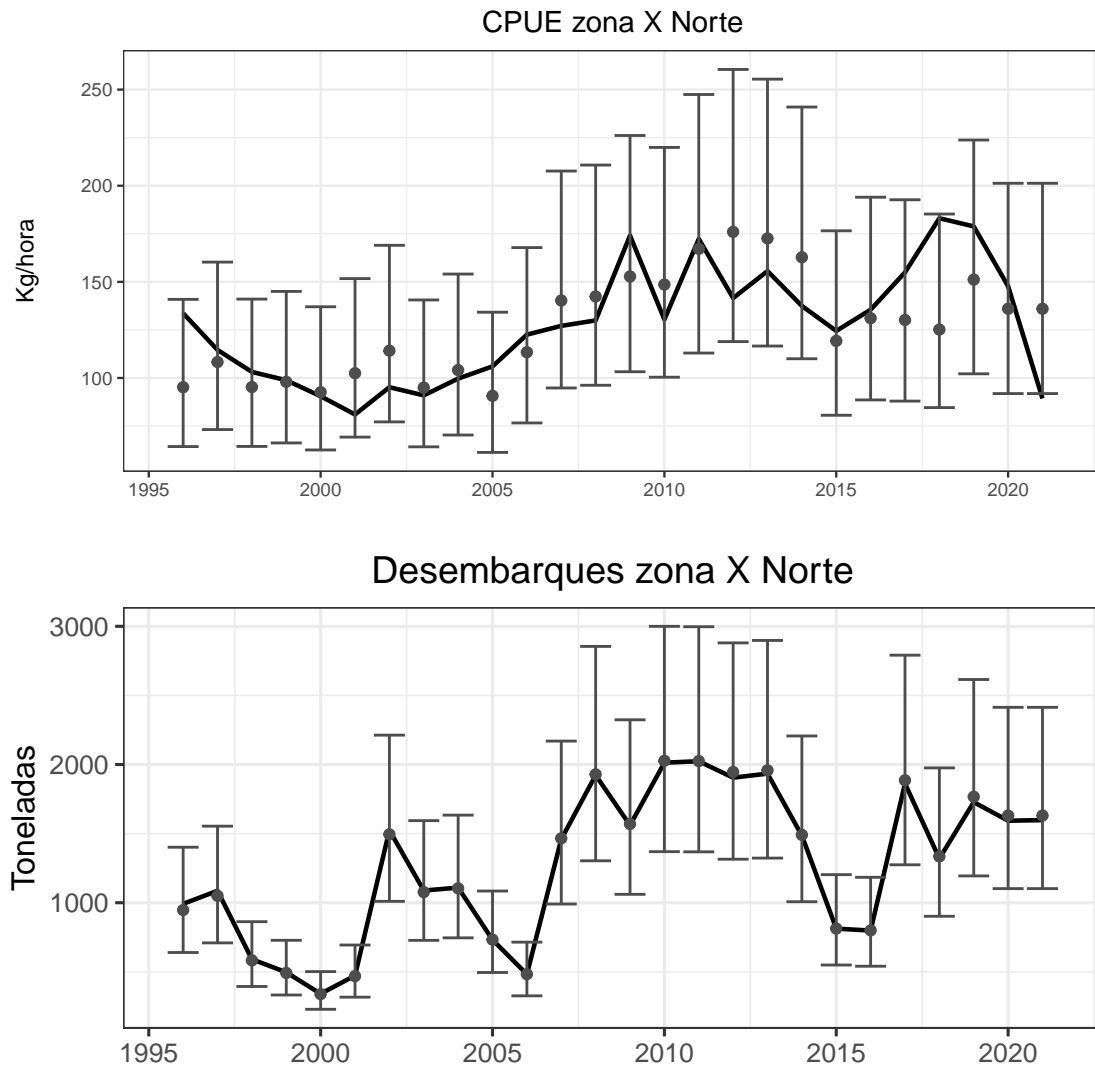


Figure 3: ****Figura 8****. Ajuste del modelo a la información de CPUE, desembarque para el erizo de la zona X Norte. Los puntos representan a las observaciones junto a sus niveles de incertidumbre. La línea negra sólida muestra el valor estimado por el modelo

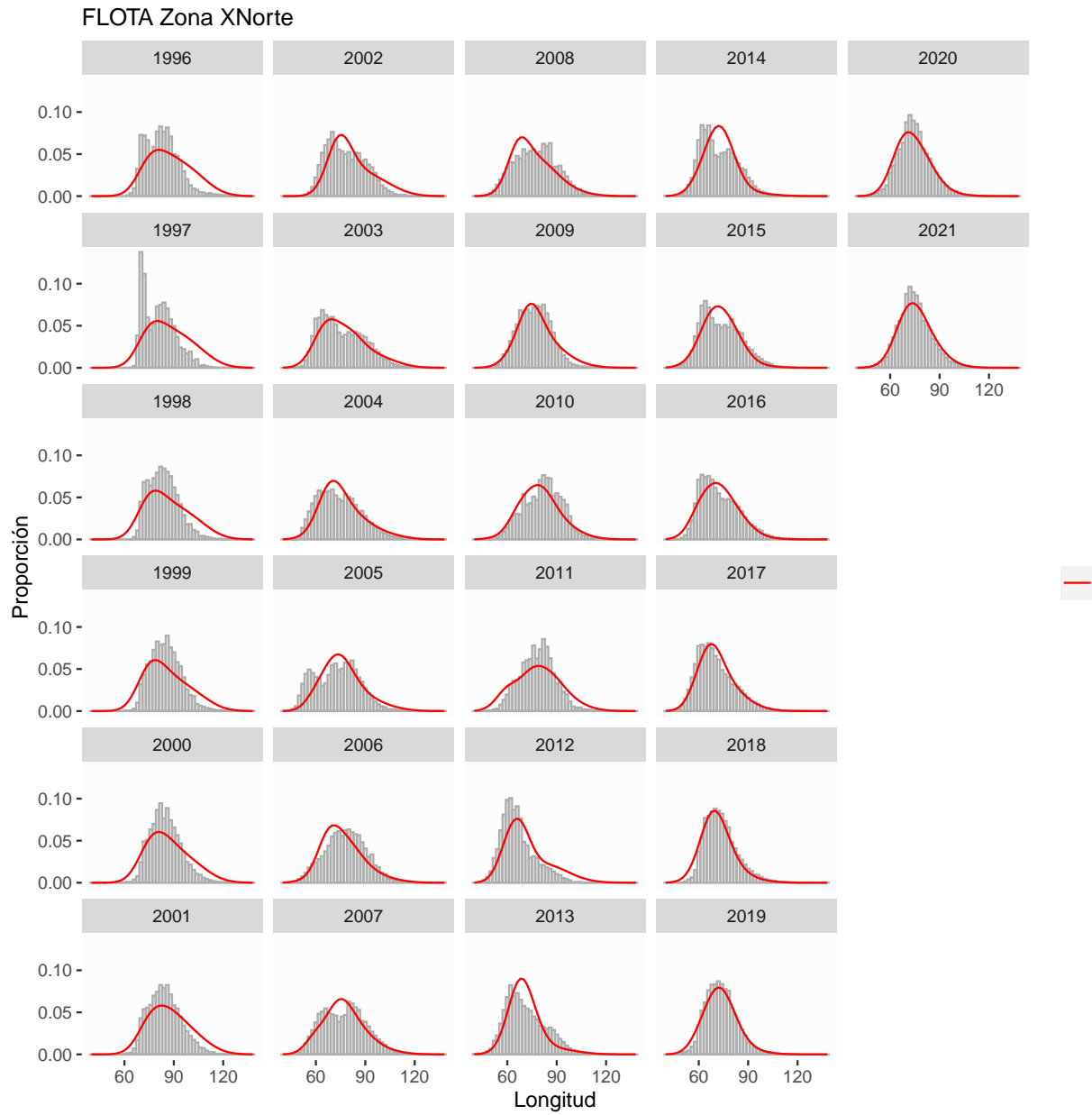


Figure 4: ****Figura 9****. Ajuste del modelo a las estructuras de talla de las capturas de erizo zona X Norte. Las barras representan las proporciones de capturas observadas y las líneas, el ajuste del modelo. El modelo no ajusta para datos previos al año 1996.

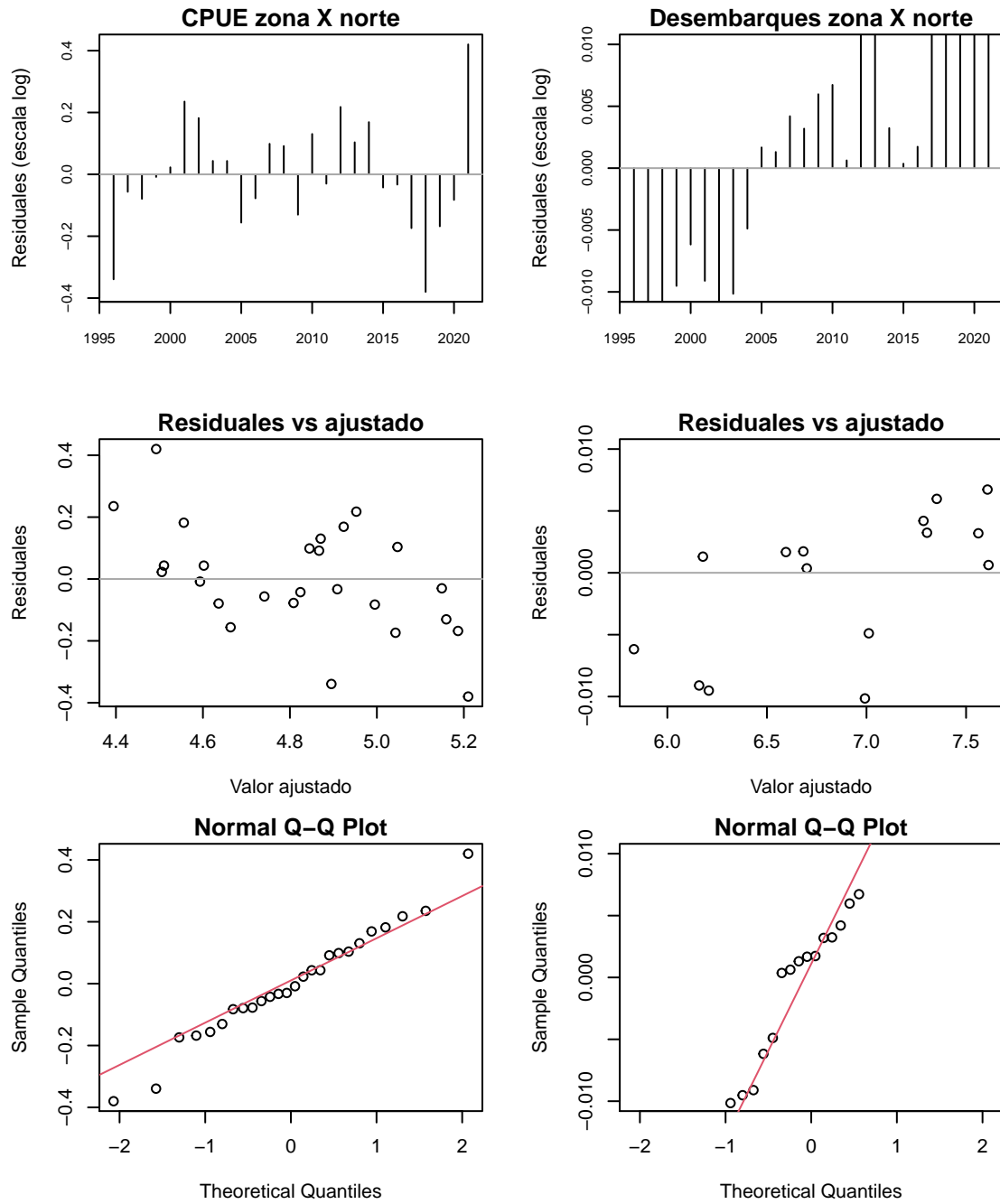


Figure 5: **Figura x**. Residuos de la CPUE y desembarques de erizo de la zona X Norte

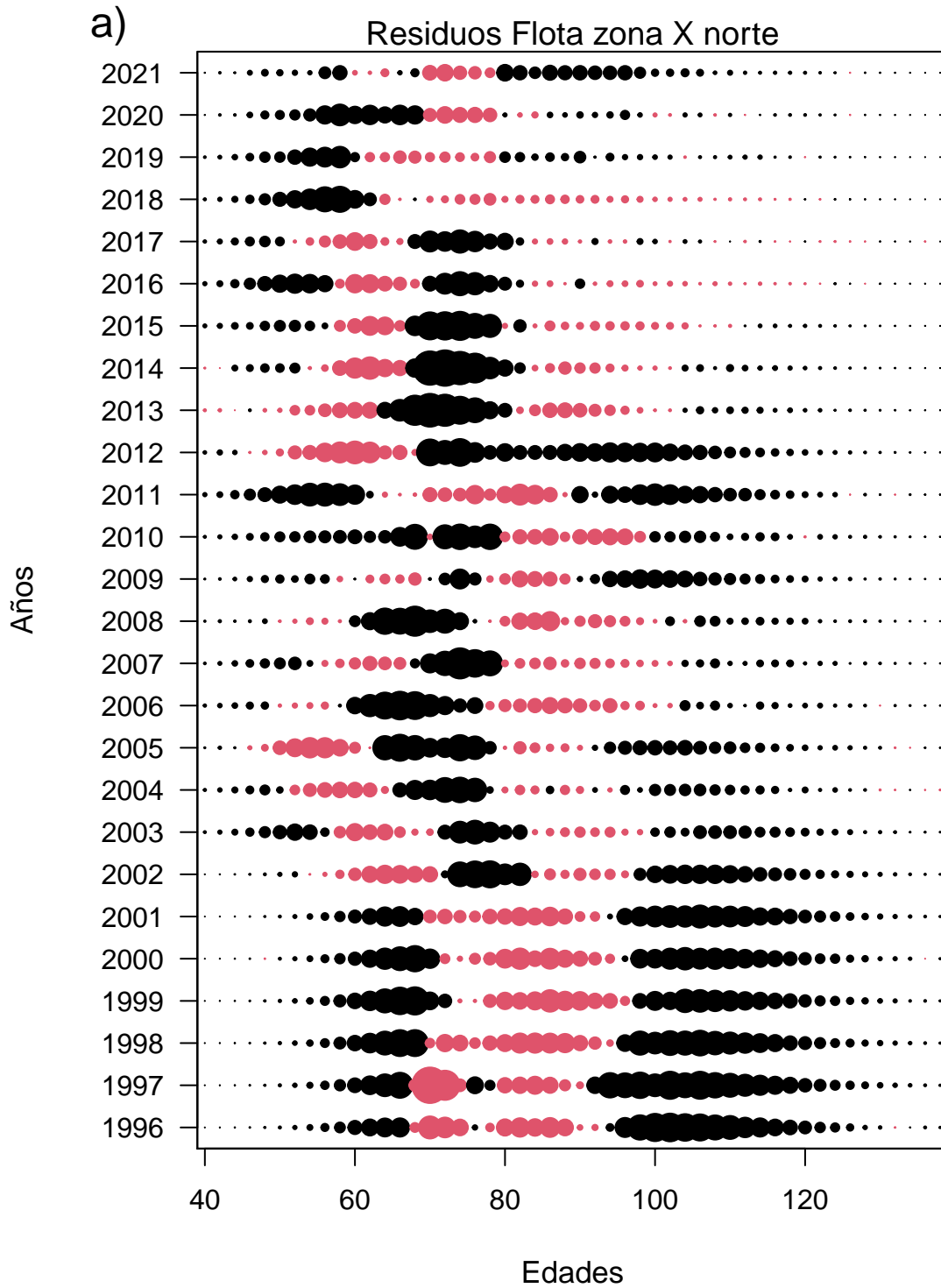


Figure 6: **Figura x***. Residuos de la proporción de tallas de erizo de la zona X Norte

2. Análisis de residuos

3. Análisis retrospectivo

4. Perfil de verosimilitud

5. Análisis de sensibilidad a. Mortalidad natural

b. Longitud asintótica

5.2. Variables de estado

5.3. Puntos Biológicos de Referencia

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

5.2 Erizo zona sur Región de Los Lagos

5.2.1. Diagnóstico del modelo

1. Ajustes del modelo a los datos observados

2. Análisis de residuos de erizo zona X sur

3. Análisis retrospectivo de erizo zona X sur

4. Perfil de verosimilitud de erizo zona X sur

5. Análisis de sensibilidad a. Mortalidad natural

b. Longitud asintótica

Variables de estado de erizo Zona X sur.

Puntos Biológicos de Referencia

Indicadores del estatus

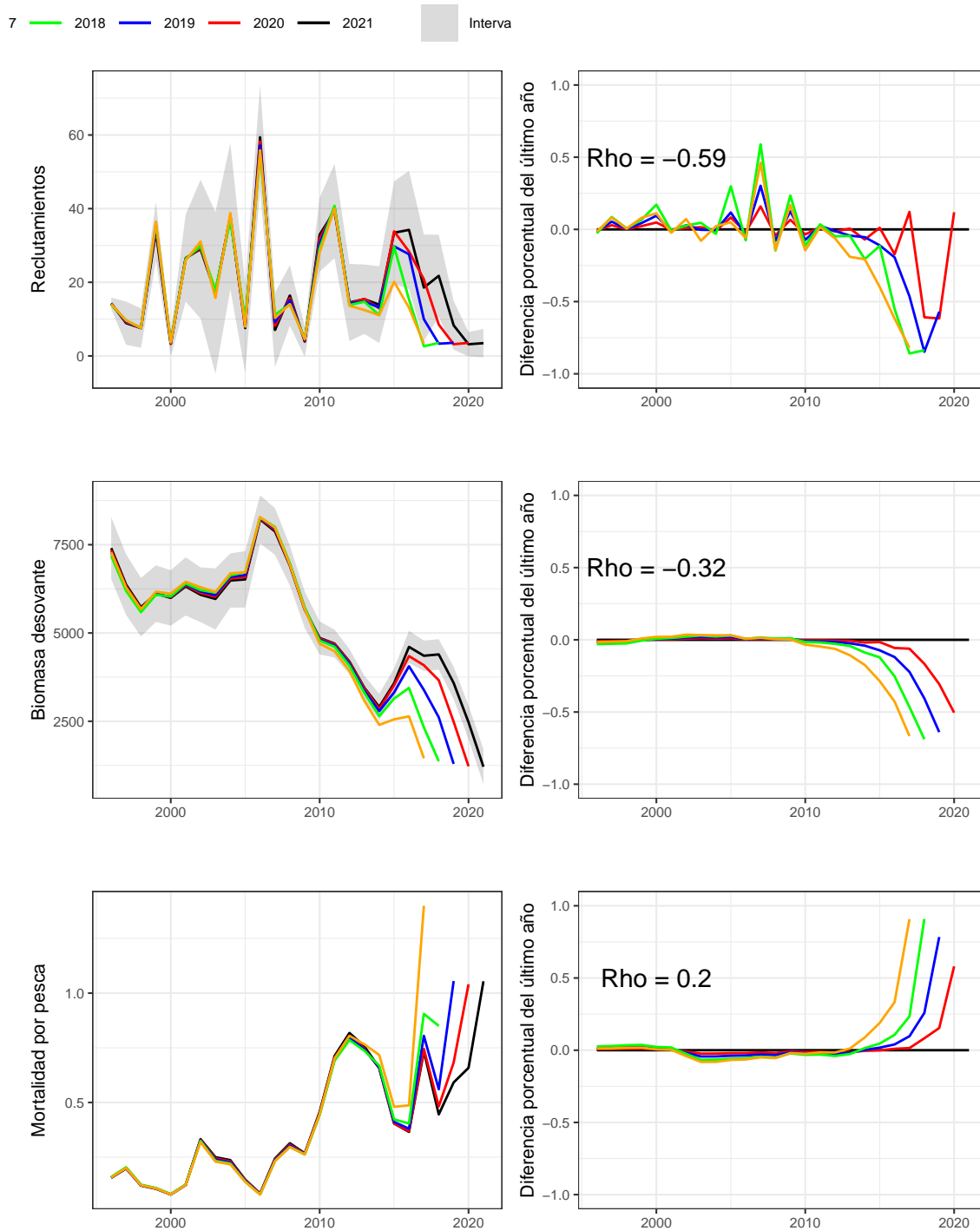


Figure 7: **Figura x**. Patrón retrospectivo estándar (panel izquierdo) y relativo (panel derecho) de los reclutamientos

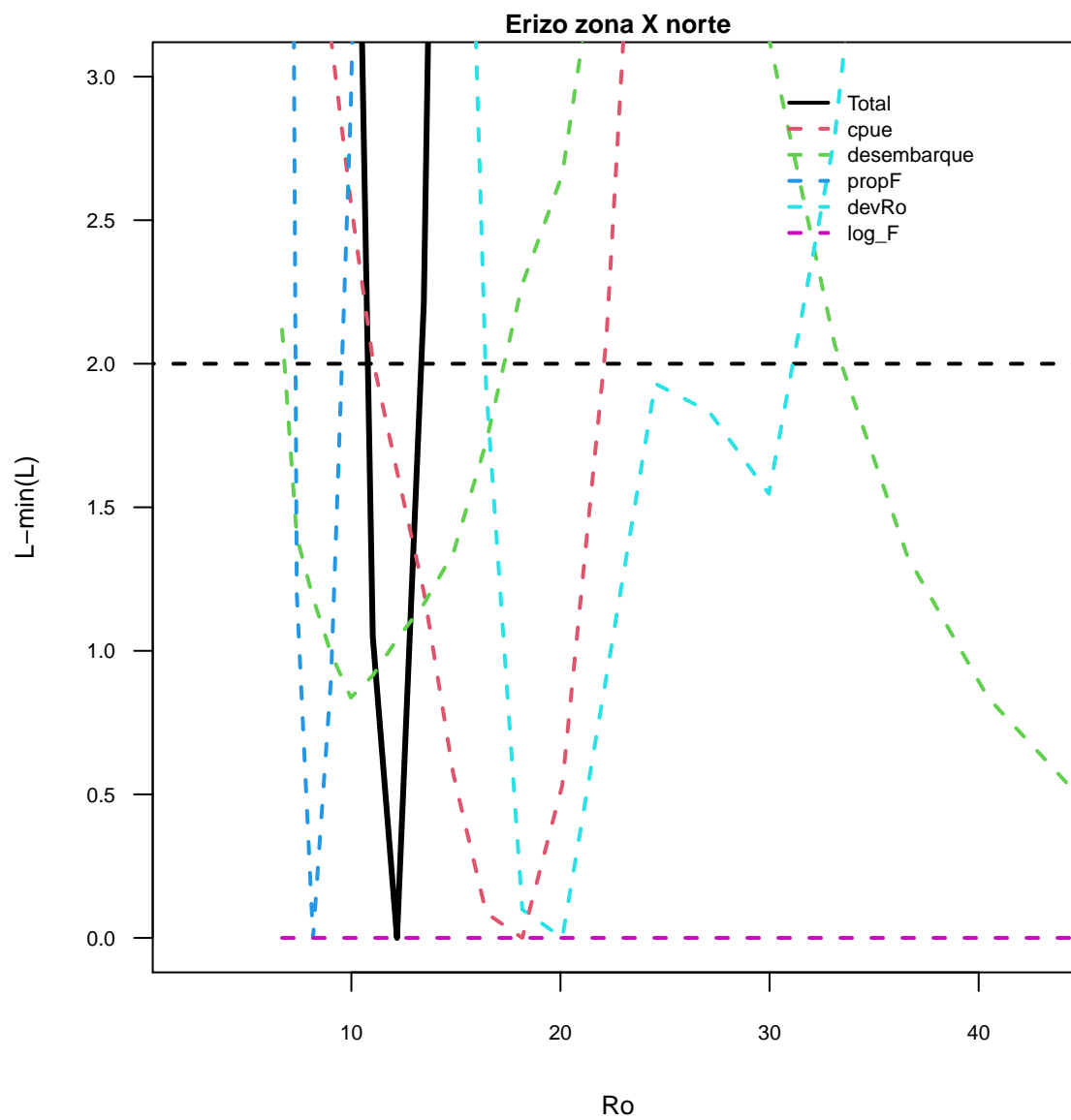


Figure 8: **Figura x**. Perfil de verosimilitud erizo zona X norte

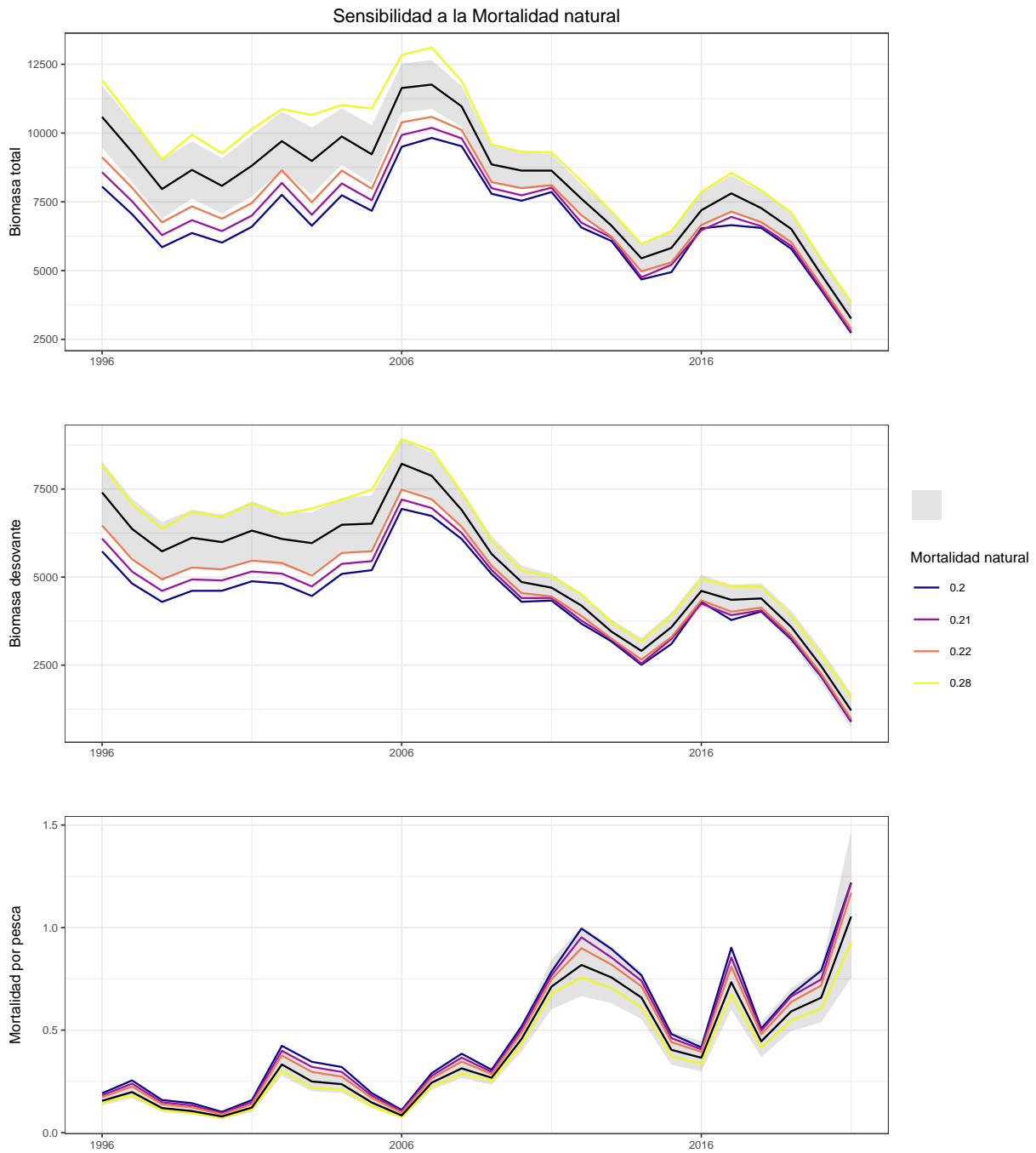


Figure 9: **Figura x**. Análisis de sensibilidad de la Mortalidad natural de erizo de la zona norte. *La línea negra y zona sombreada corresponde a caso base (Loo = 119.85 mm y M = 0.25 año-1)*

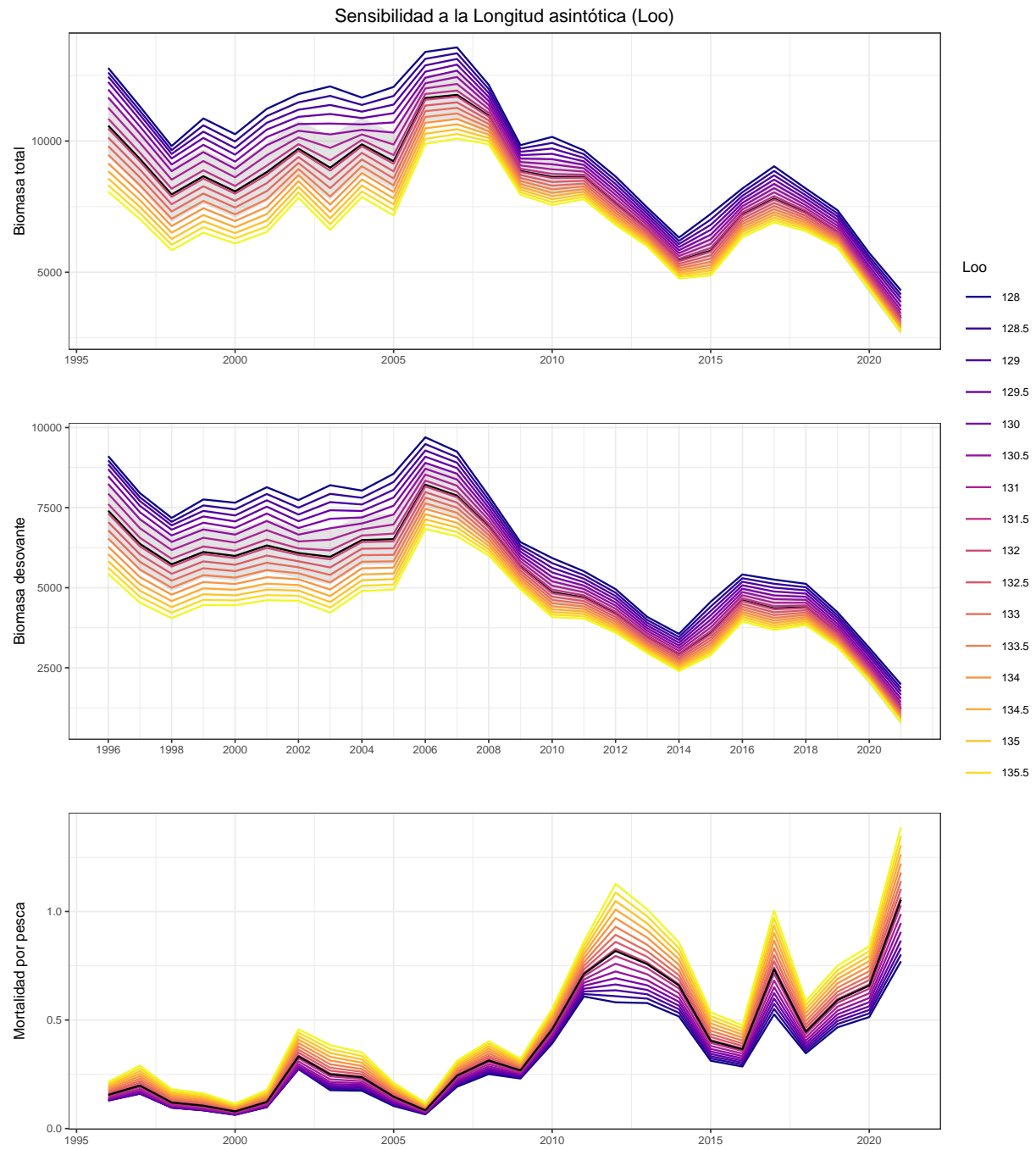


Figure 10: **Figura x**. Análisis de sensibilidad del rango de Loo de erizo de la zona norte. *La línea negra y zona sombreada corresponde a caso base (Loo = 119.85 mm y M = 0.25 año-1)*

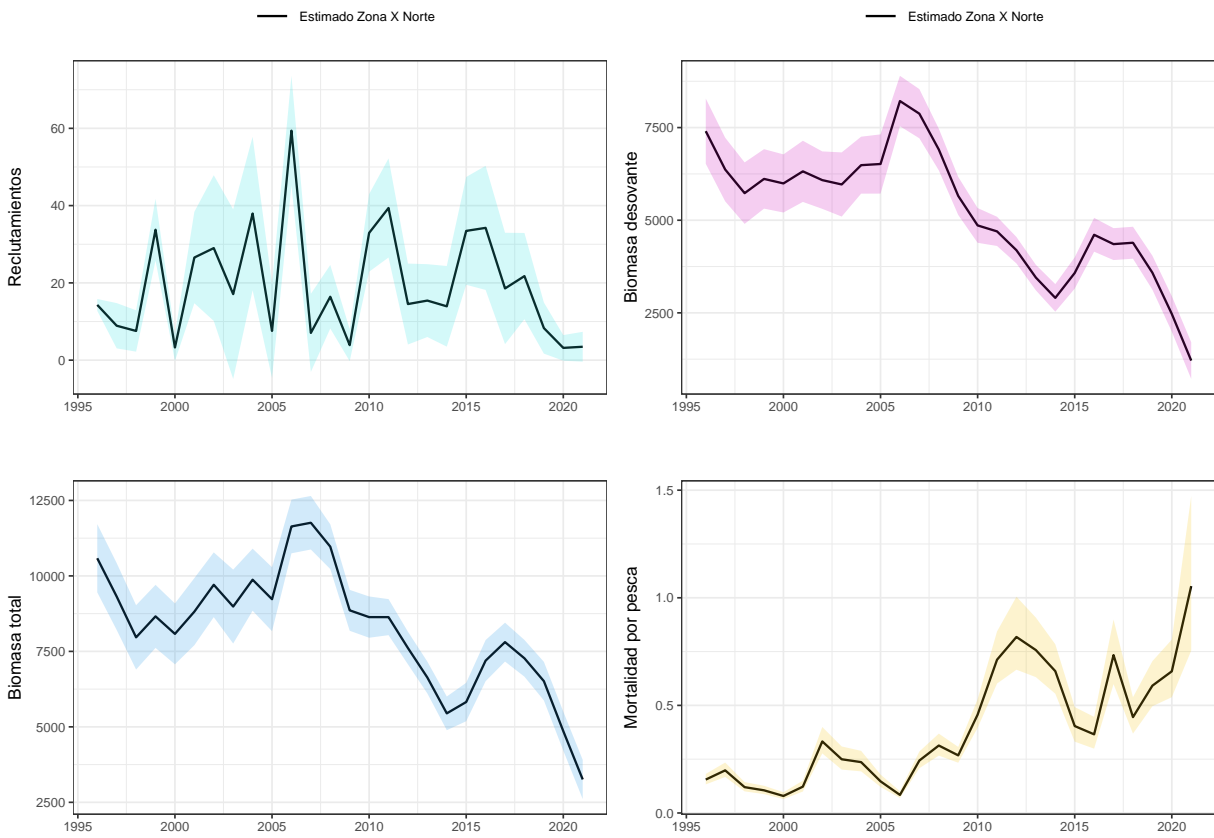


Figure 11: **Figura x**. Variables de biomasa total, desovante, reclutamientos y desvíos estimadas por el modelo para el erizo de la zona X Norte período 1960 - 2019.

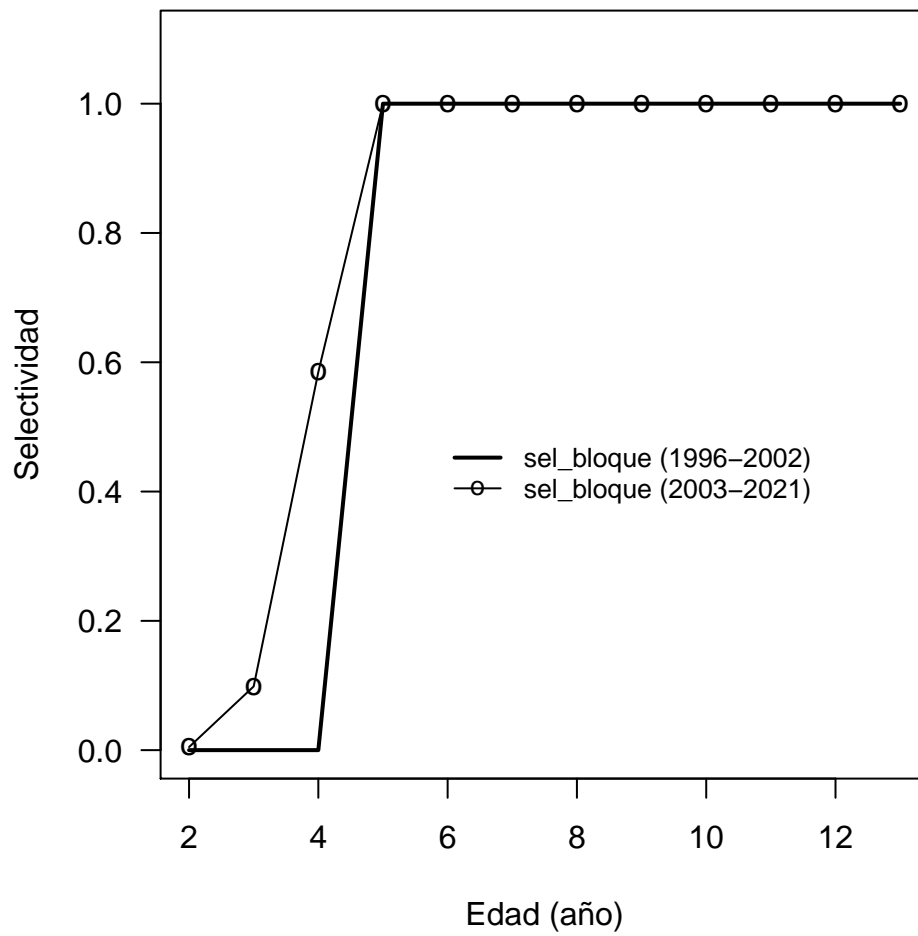


Figure 12: **Figura x**. Selectividad de la flota de la Zona X Norte

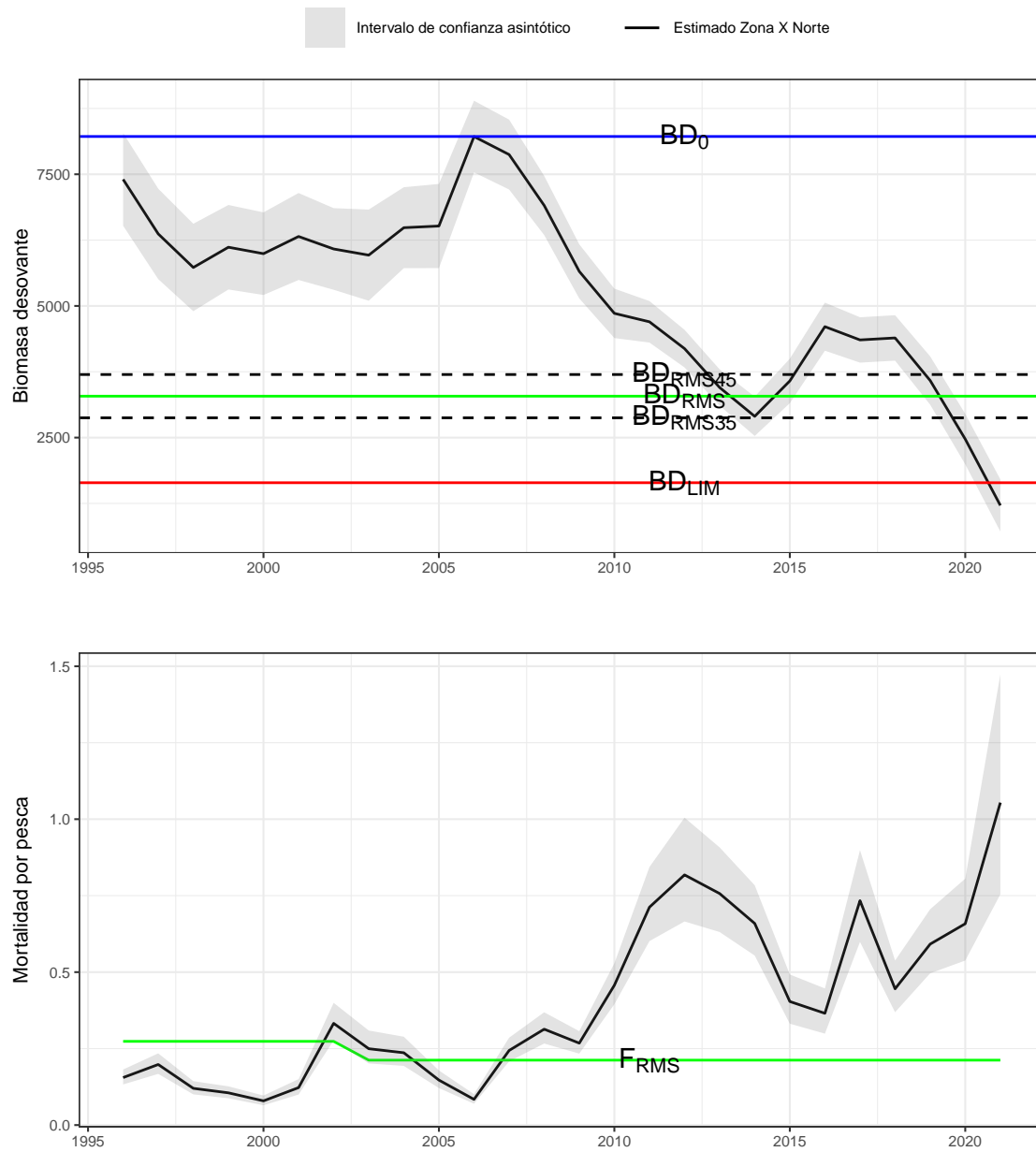


Figure 13: **Figura x**. Puntos Biológicos de referencia de Erizo zona X Norte

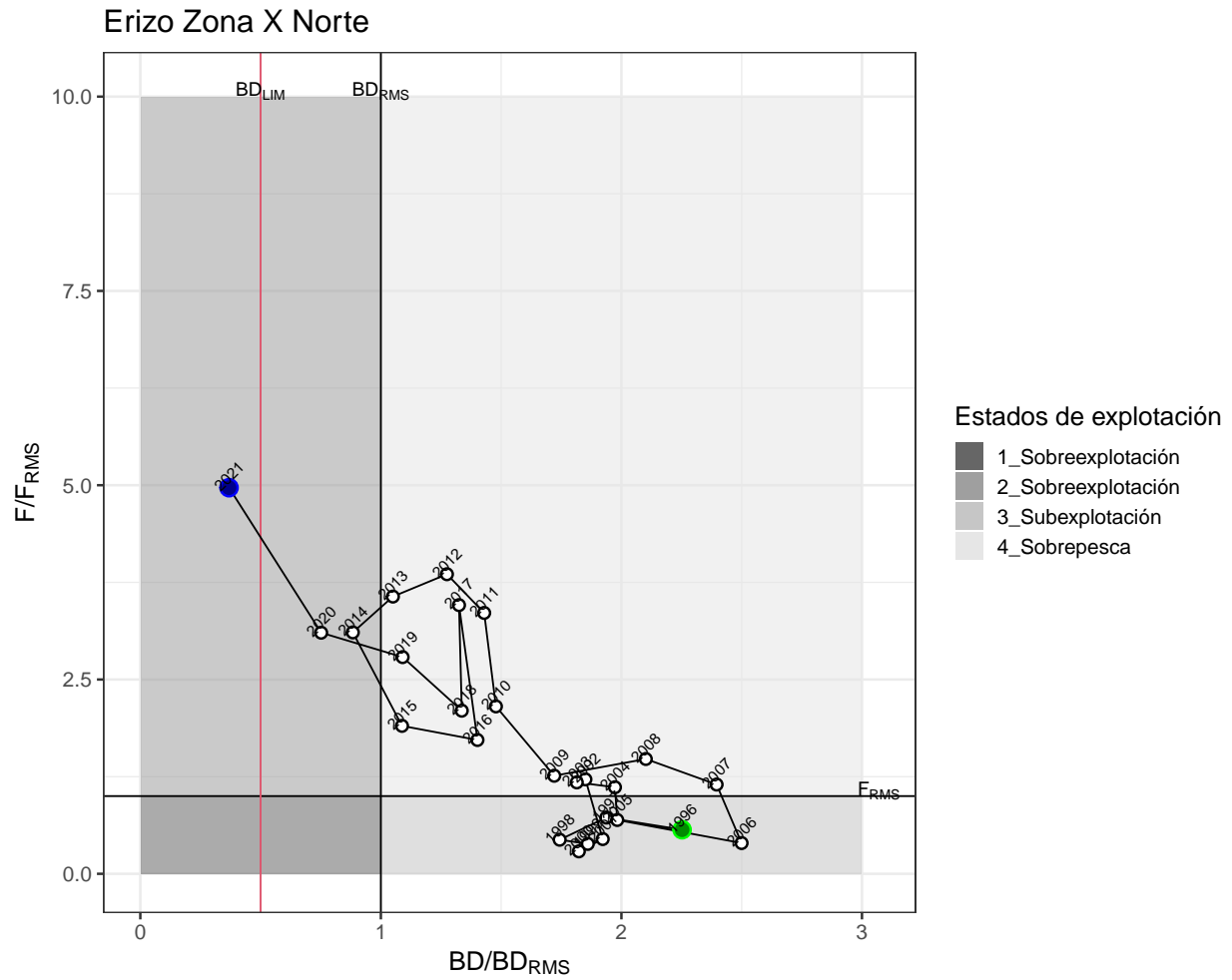


Figure 14: Diagrama de fase propuesto para erizo zona X Norte

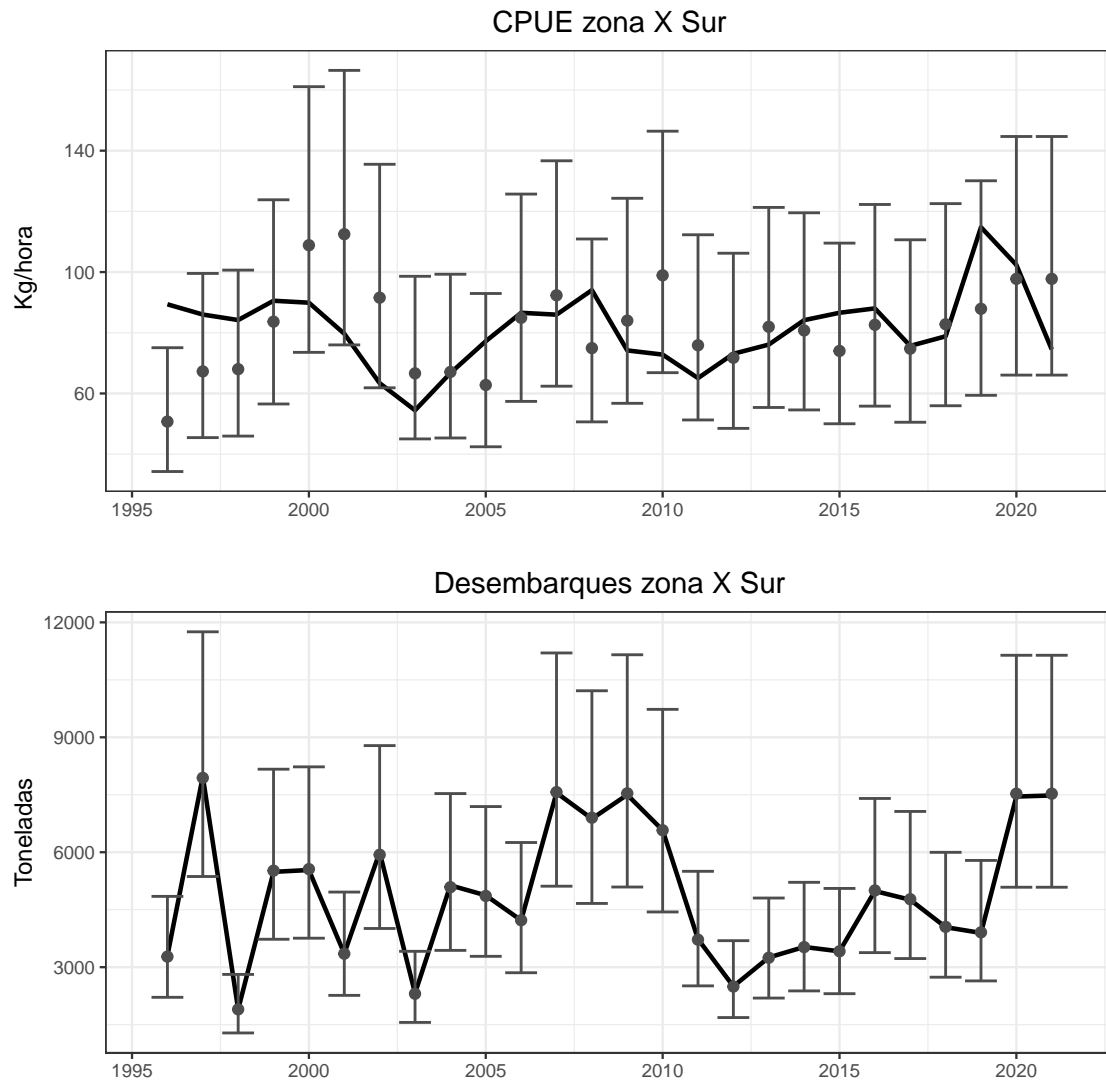


Figure 15: **Figura 1**. Ajuste del modelo a la información de CPUE, desembarque para el erizo de la zona X Sur. Los puntos representan a las observaciones junto a sus niveles de incertidumbre. La línea negra sólida muestra el valor estimado por el modelo

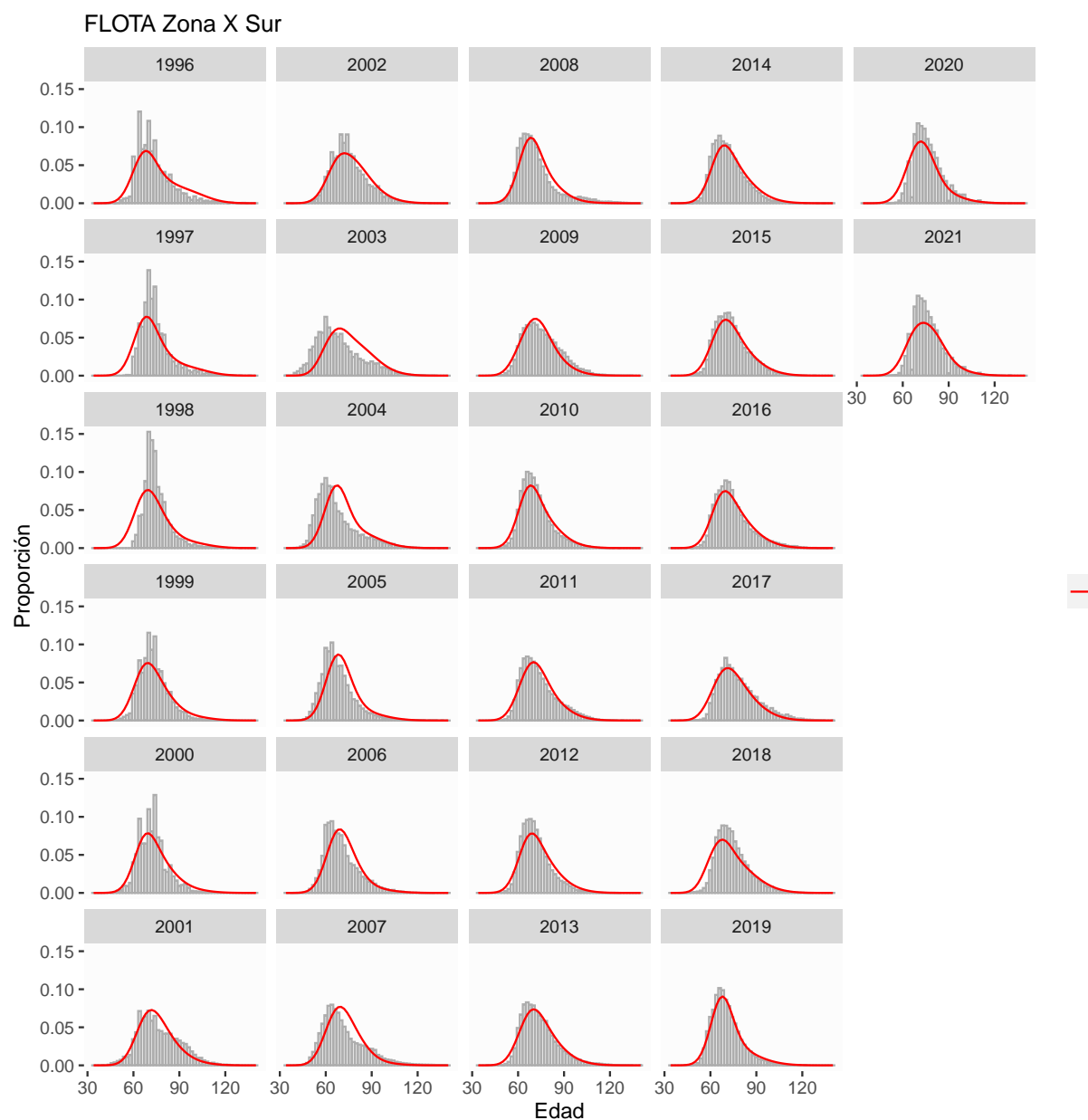


Figure 16: **Figura x**. Ajustes de la proporción de tallas de erizo de la zona X Sur

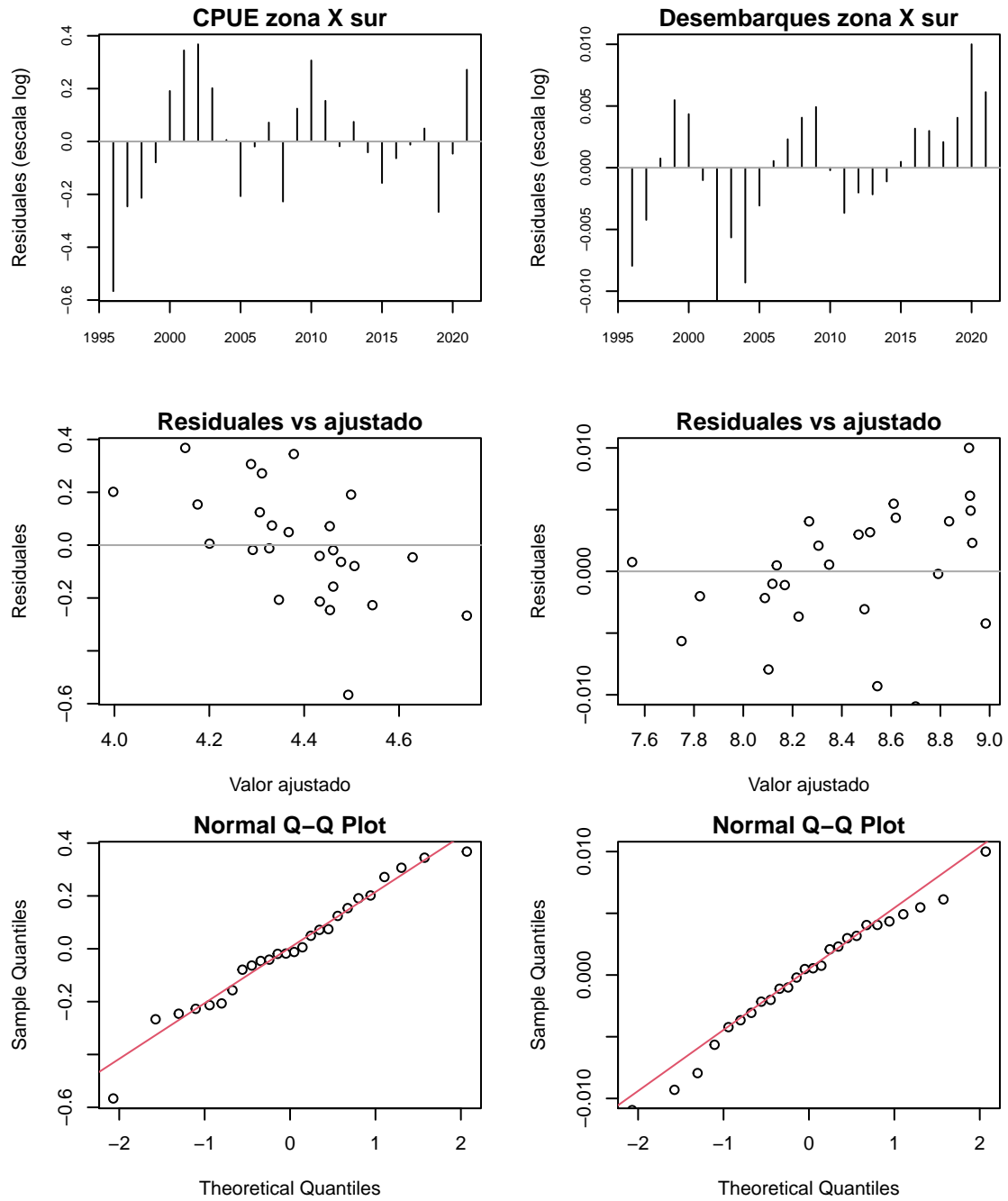


Figure 17: **Figura x***. Residuos de la CPUE y desembarques de erizo de la zona X Sur

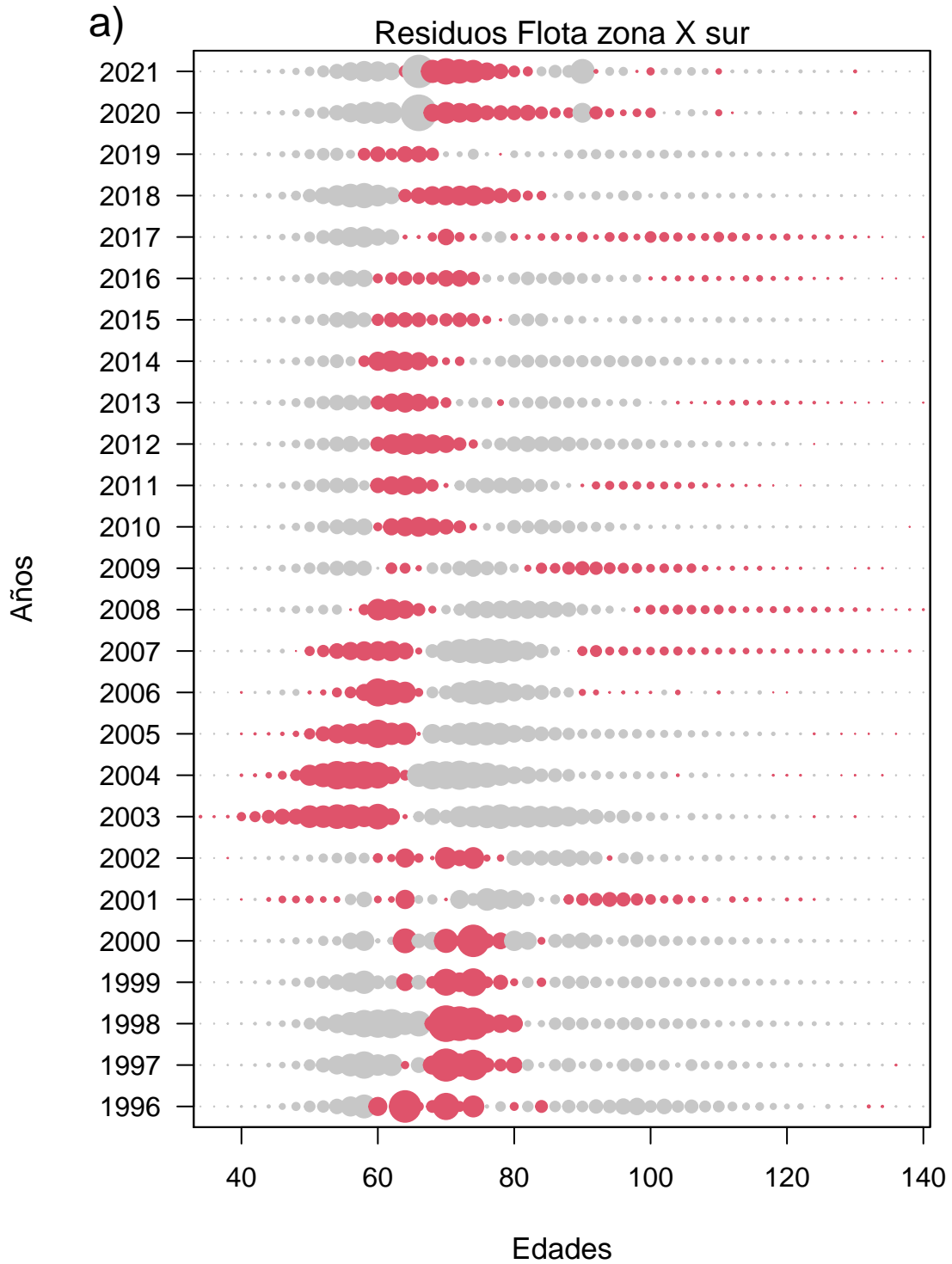


Figure 18: **Figura x***. Residuos de la proporción de tallas de erizo de la zona X sur

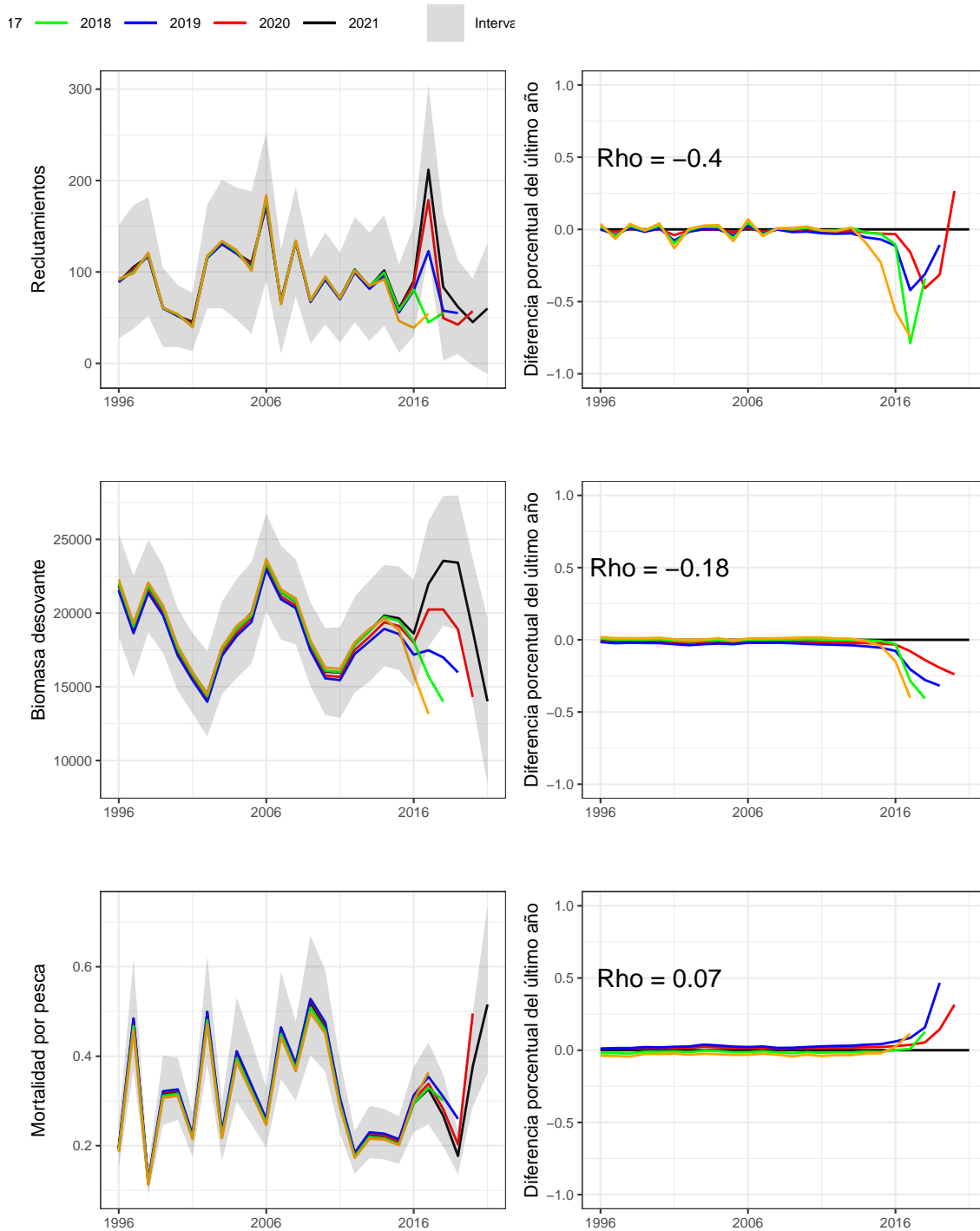


Figure 19: **Figura x**.

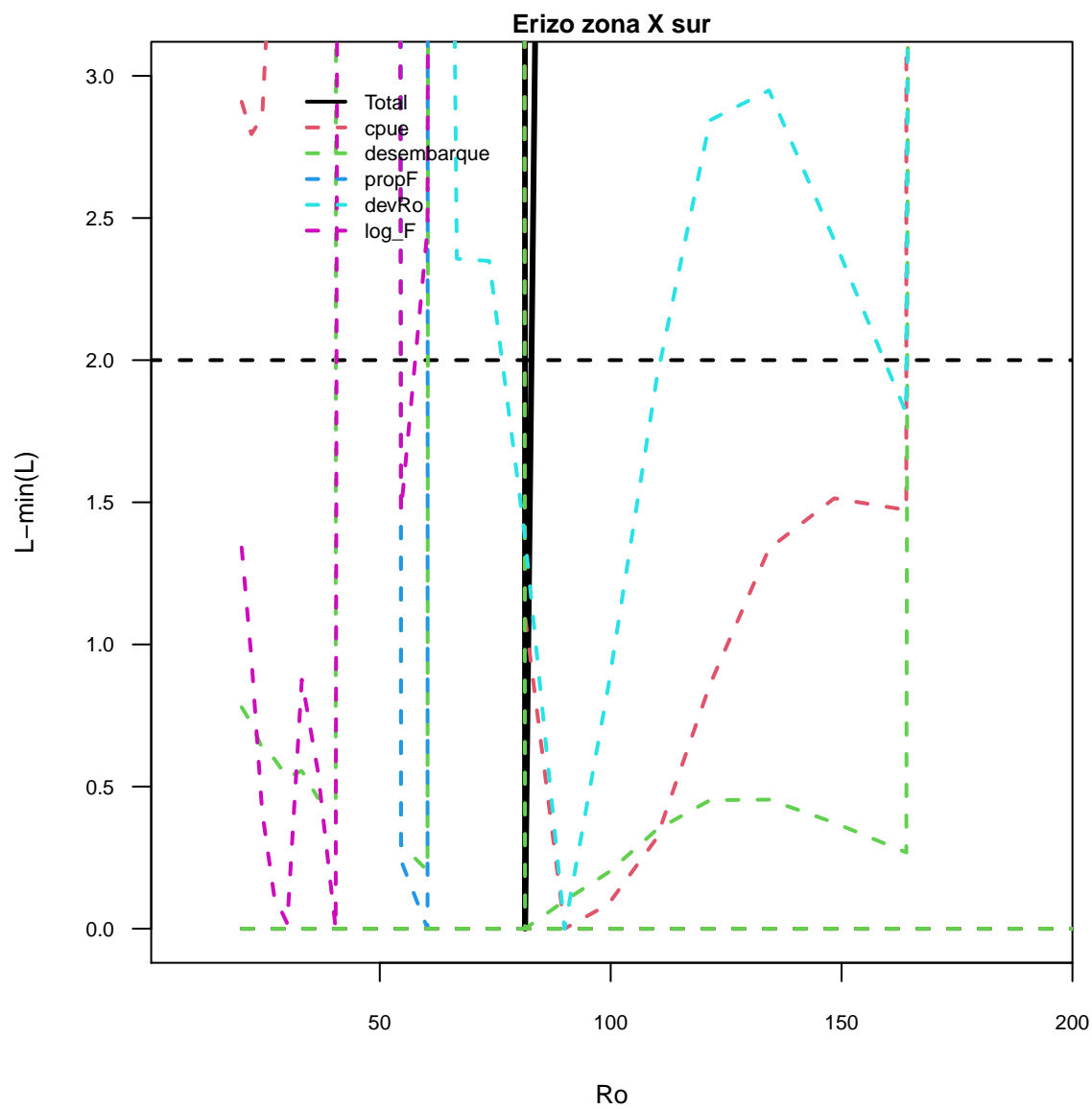


Figure 20: **Figura x**. Perfil de verosimilitud erizo zona X sur

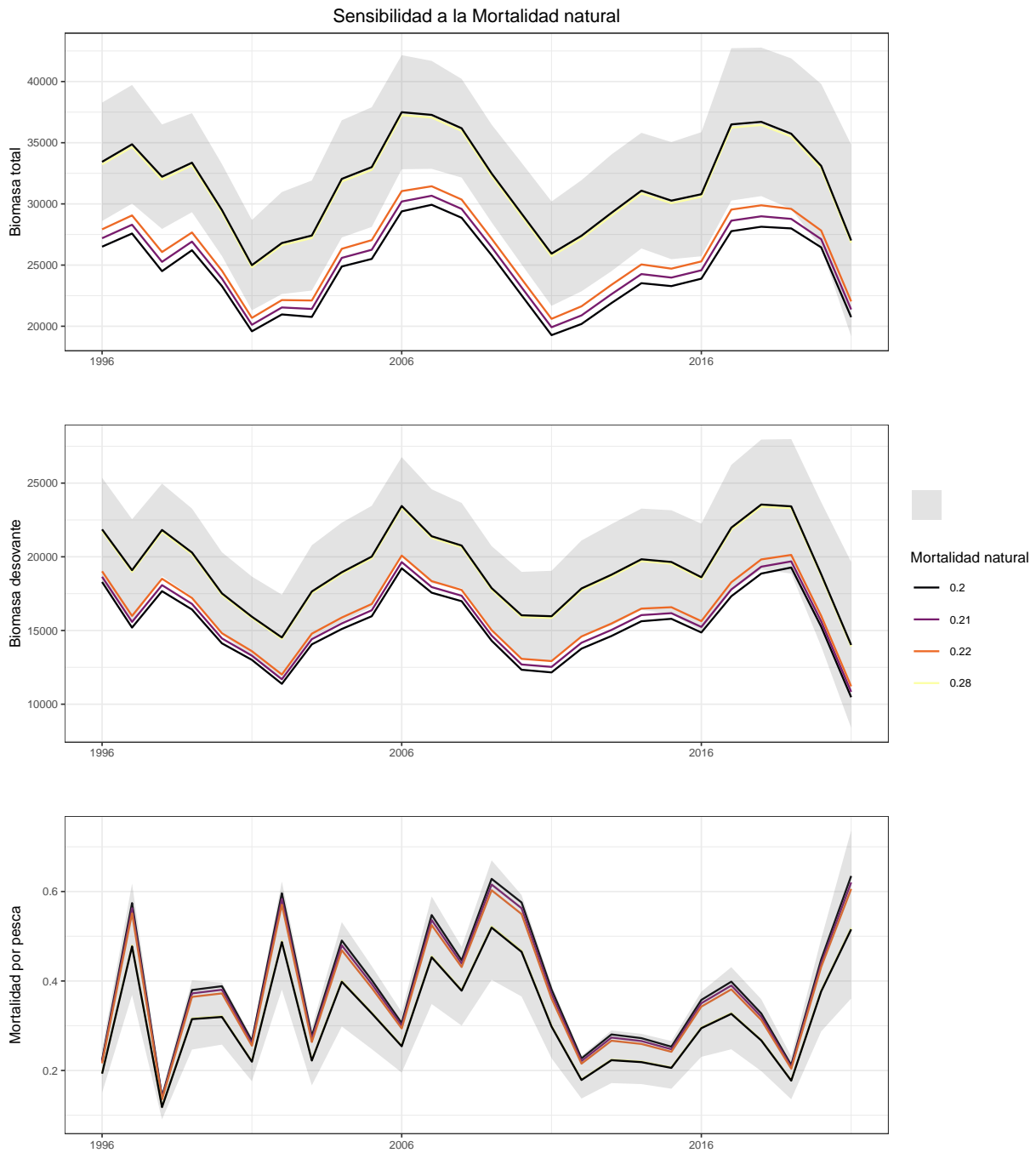


Figure 21: **Figura x**. Análisis de sensibilidad de la Mortalidad natural de erizo de la zona X sur. *La línea negra y zona sombreada corresponde a caso base ($L_{\infty} = 119.85$ mm y $M = 0.282$ año⁻¹)*

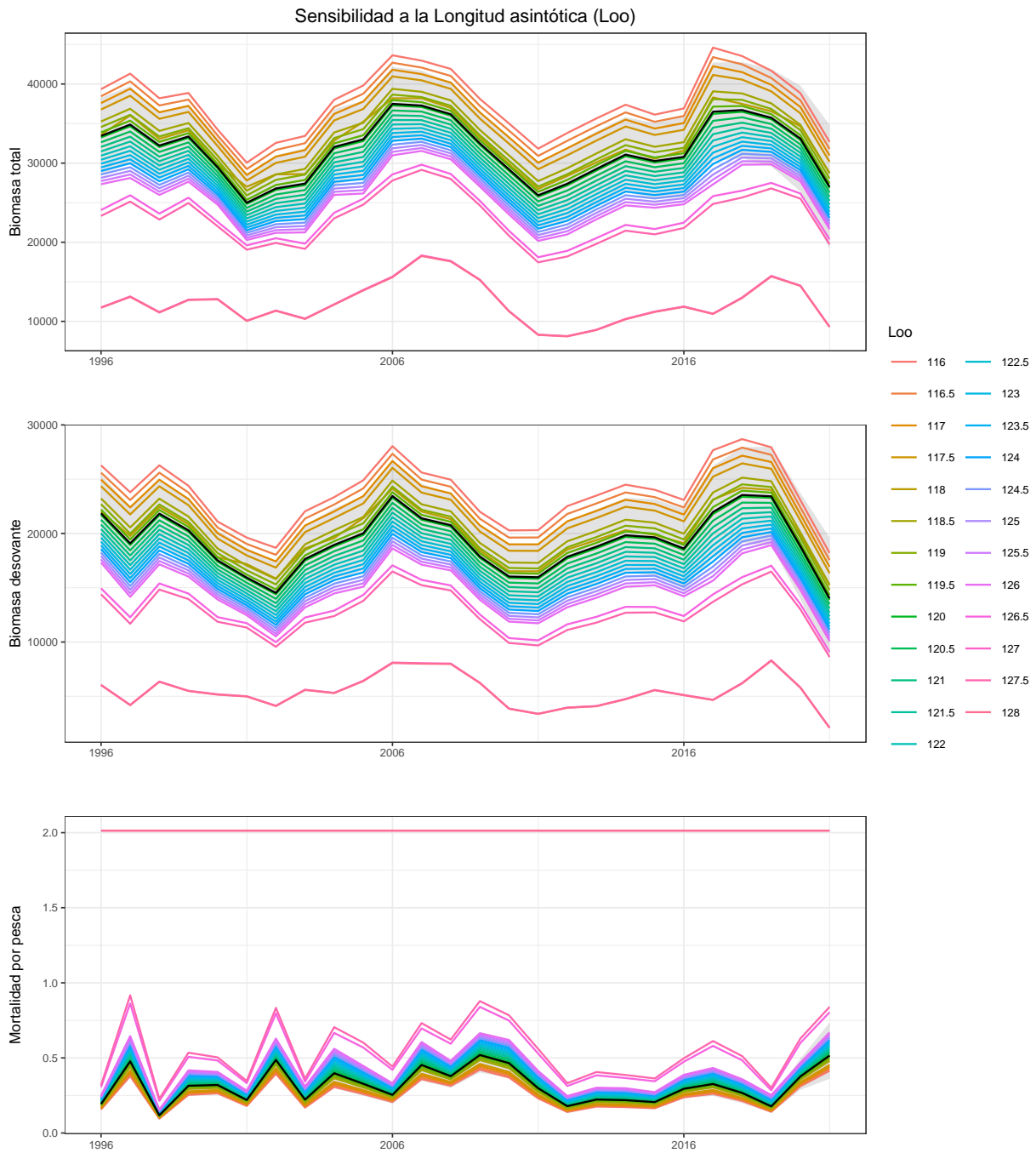


Figure 22: **Figura x**. Análisis de sensibilidad del rango de Loo de erizo de la zona X sur. *La línea negra y zona sombreada corresponde a caso base (Loo = 119.85 mm y M = 0.282 año-1)*

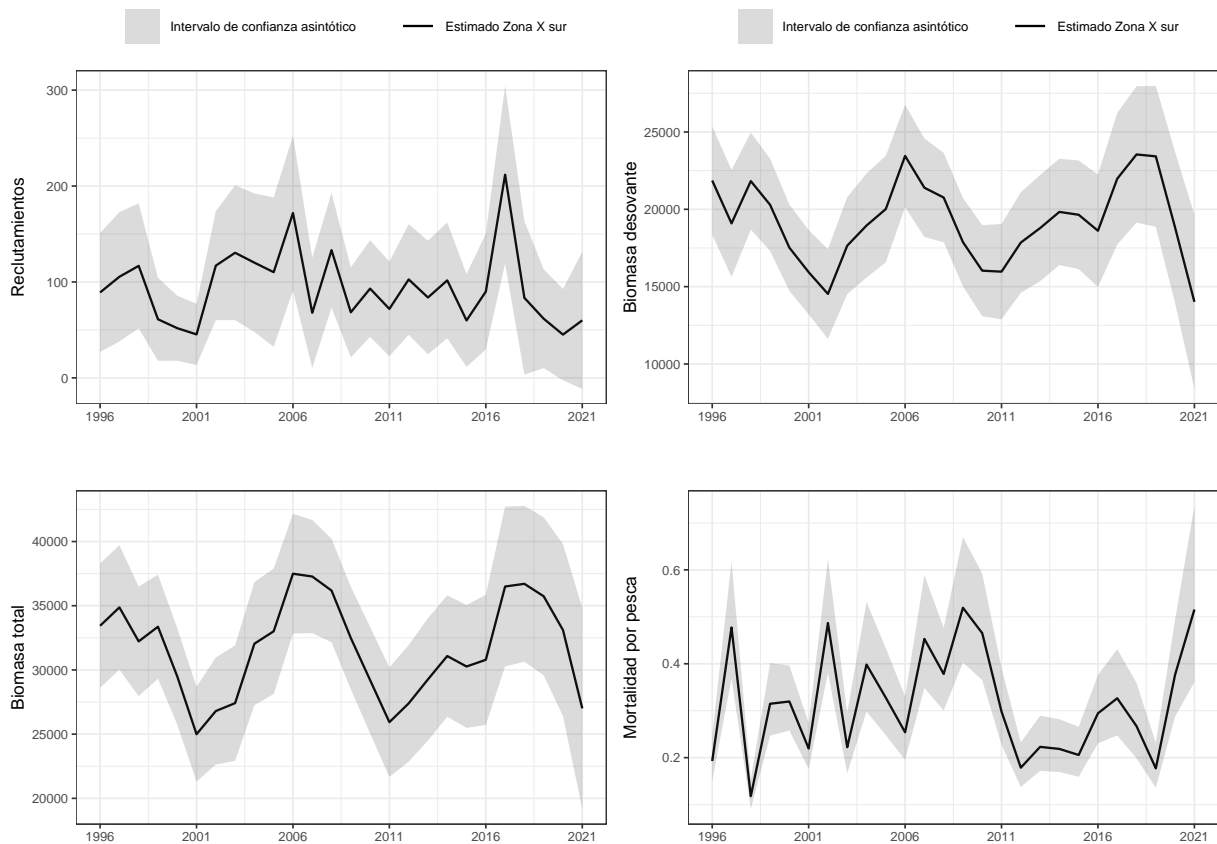


Figure 23: **Figura x**. Variables poblacionales de Erizo zona X Sur

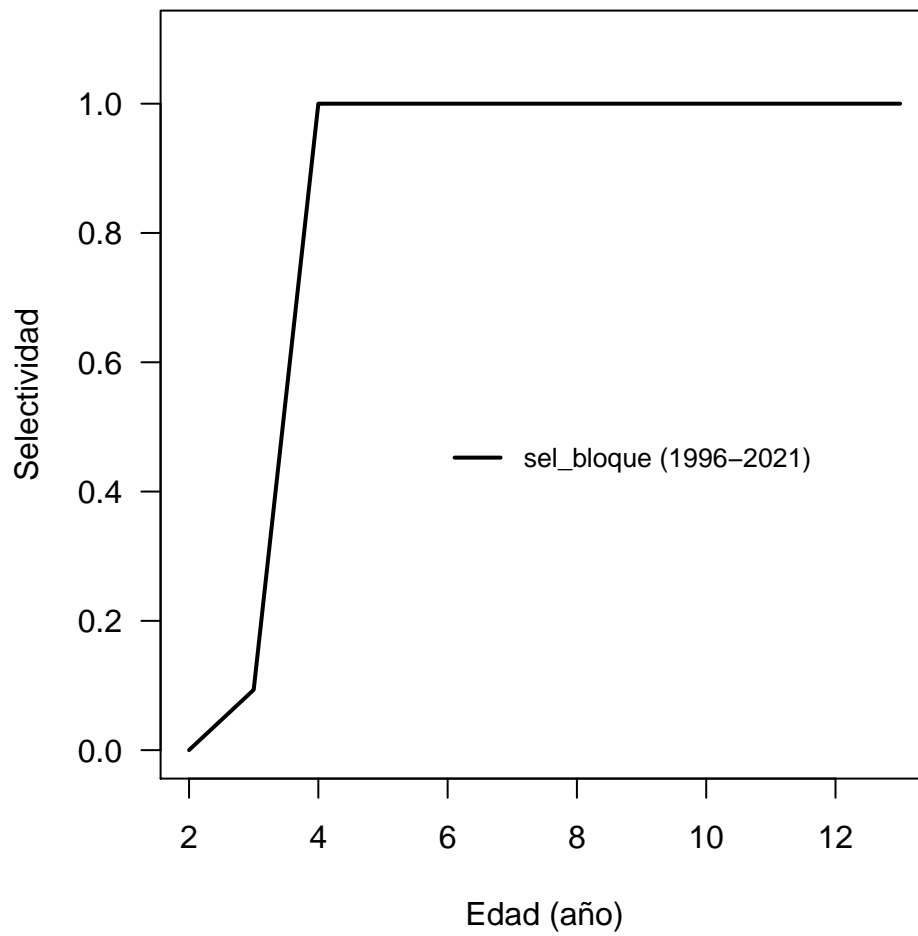


Figure 24: **Figura x**. Selectividad de la flota de la Zona X sur

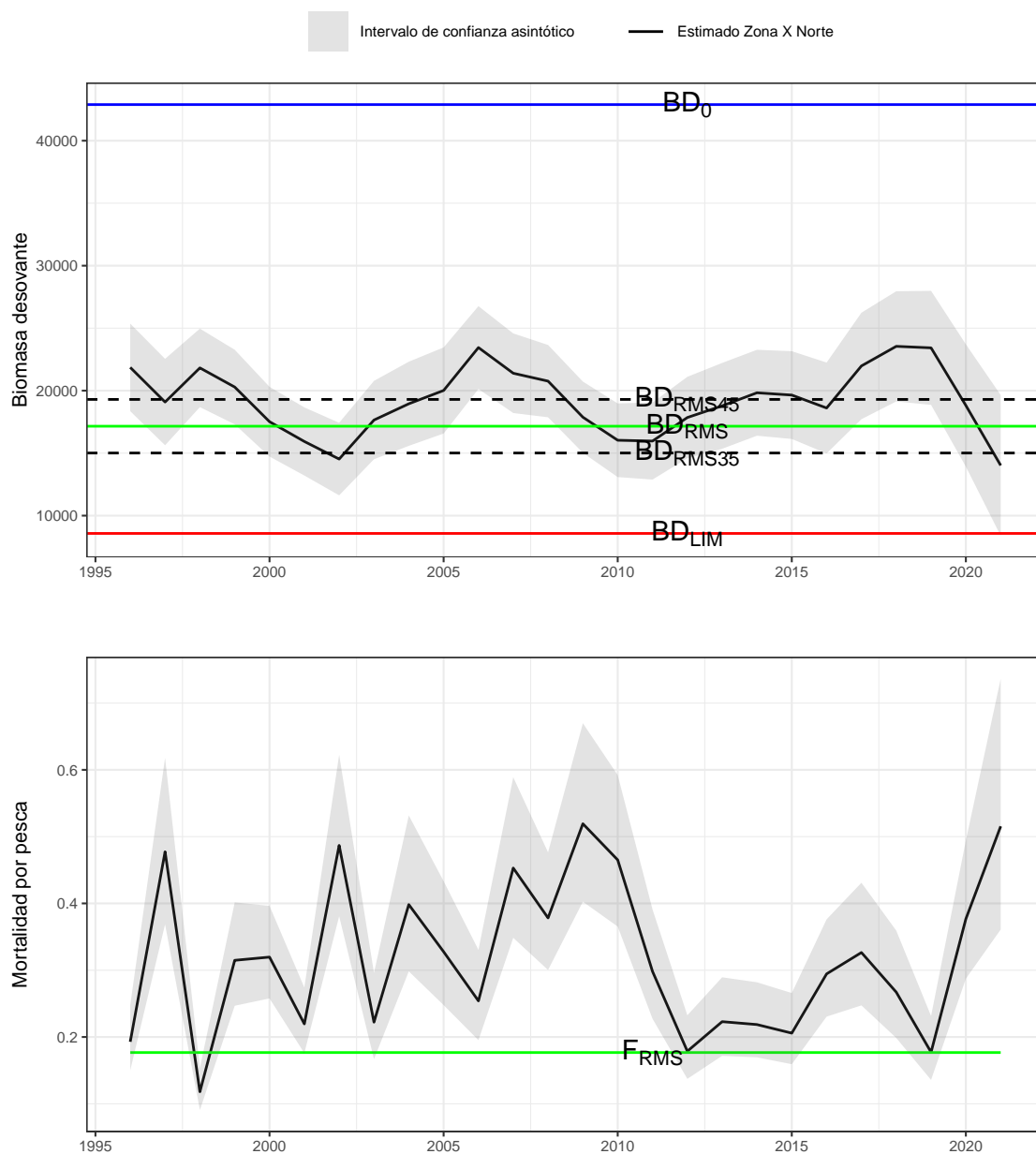


Figure 25: **Figura x**.

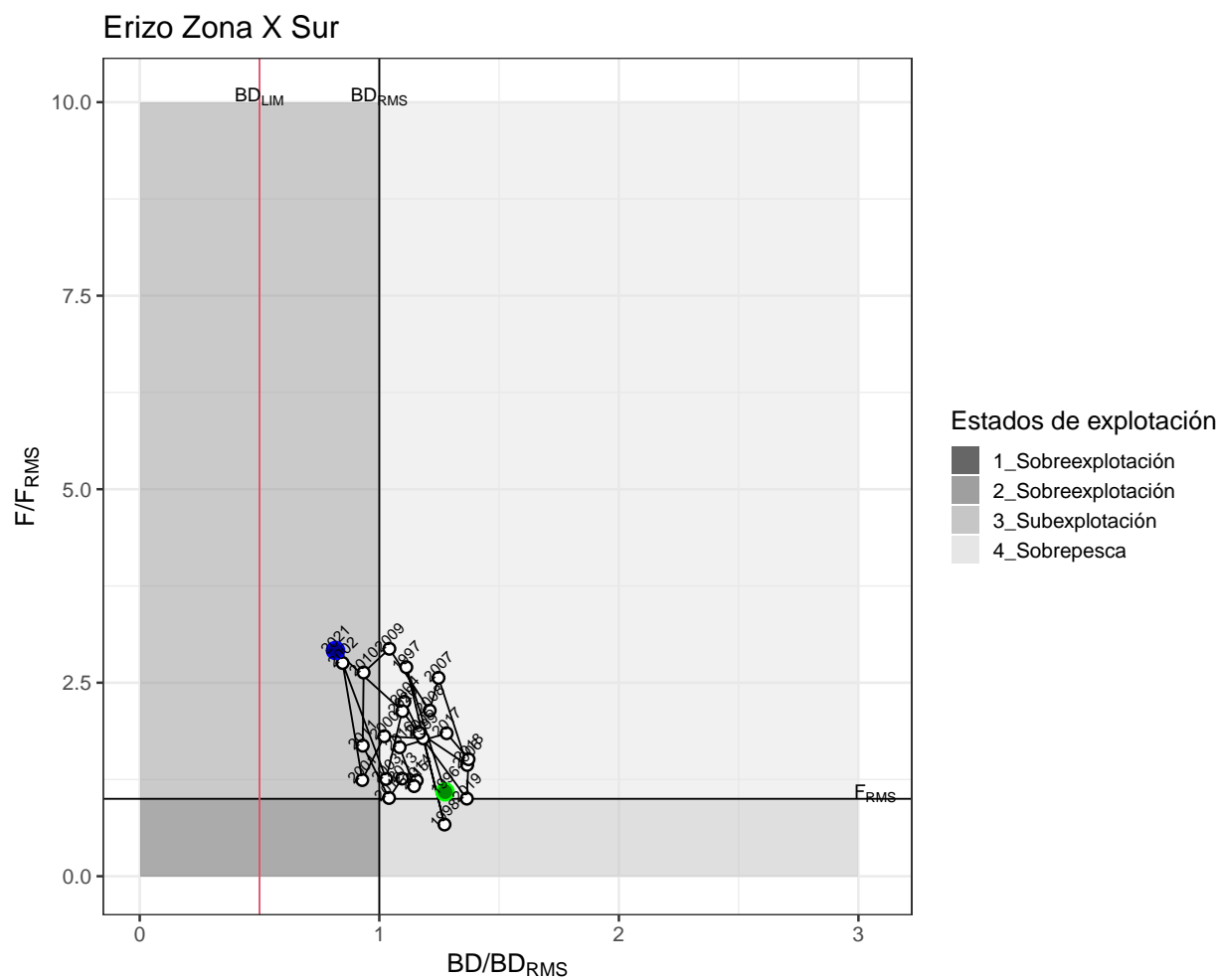


Figure 26: **Figura x**. Diagrama de fase Erizo zona X Sur

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

6.1.3. Erizo Región de Aysén

Diagnóstico del modelo

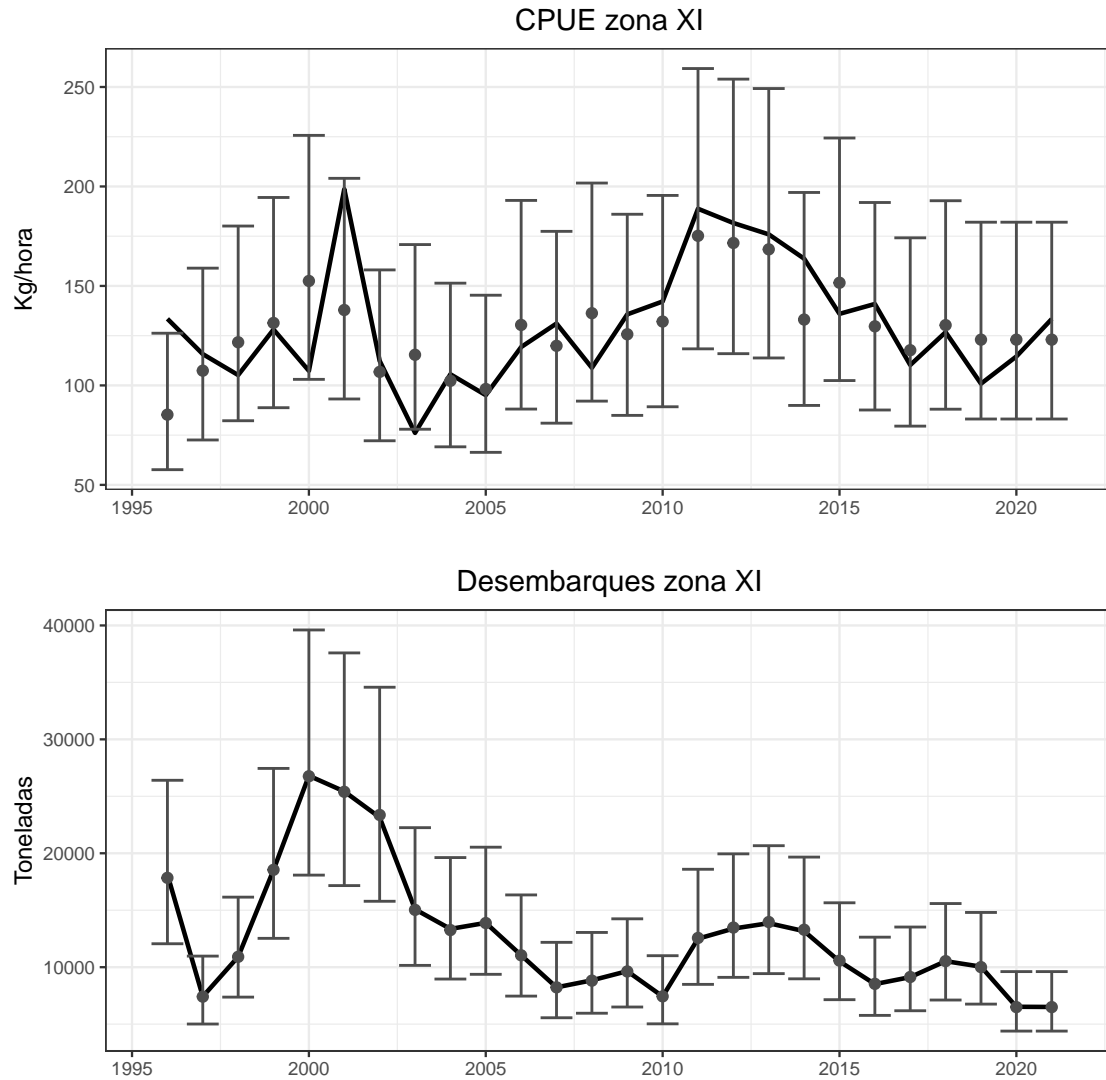


Figure 27: ****Figura 1****. Ajuste del modelo a la información de CPUE, desembarque para el erizo de la zona X Sur. Los puntos representan a las observaciones junto a sus niveles de incertidumbre. La línea negra sólida muestra el valor estimado por el modelo

1. Ajustes del modelo a los datos observados

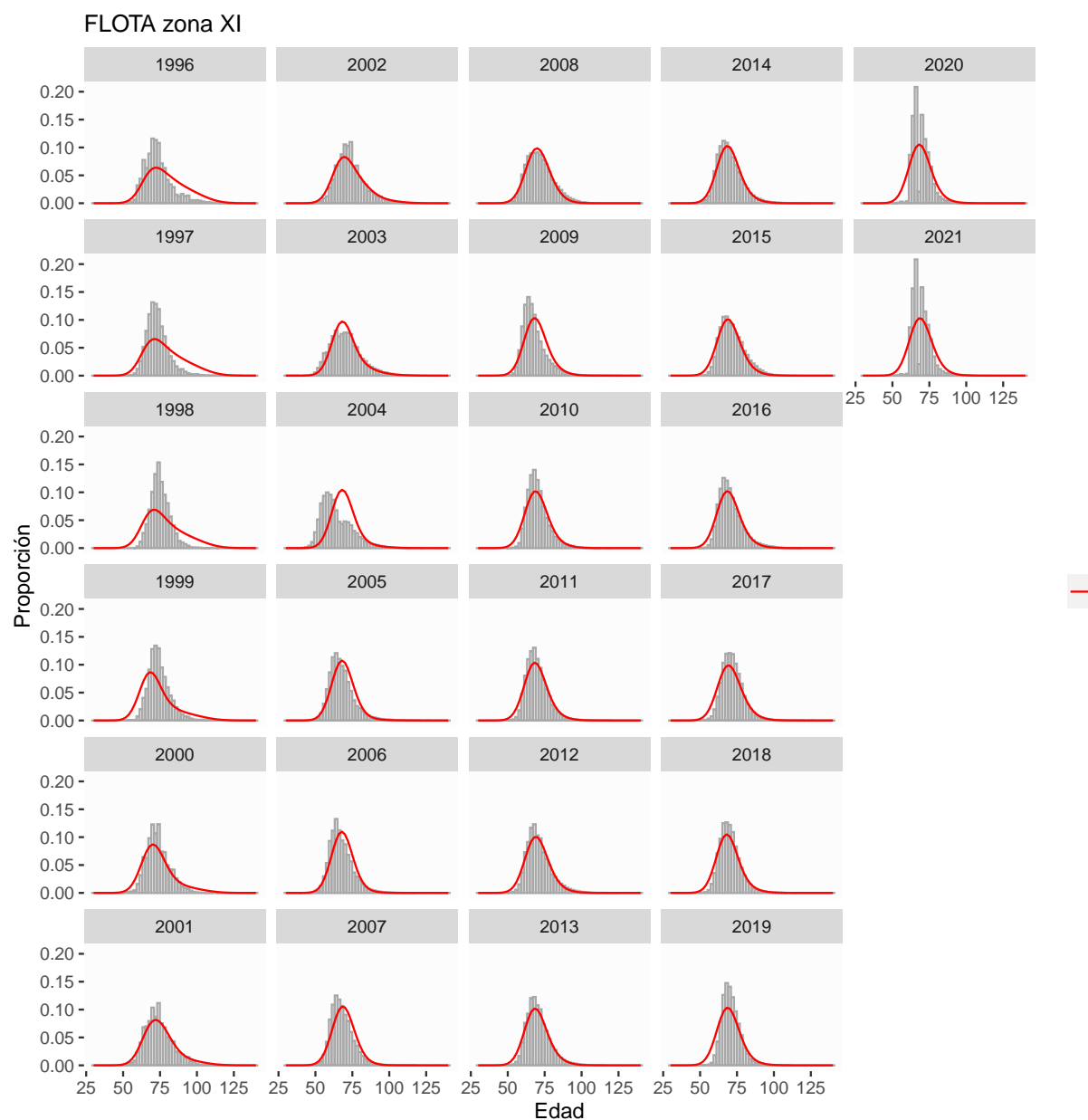


Figure 28: **Figura x**.Ajustes de la proporción de tallas de erizo de la zona XI

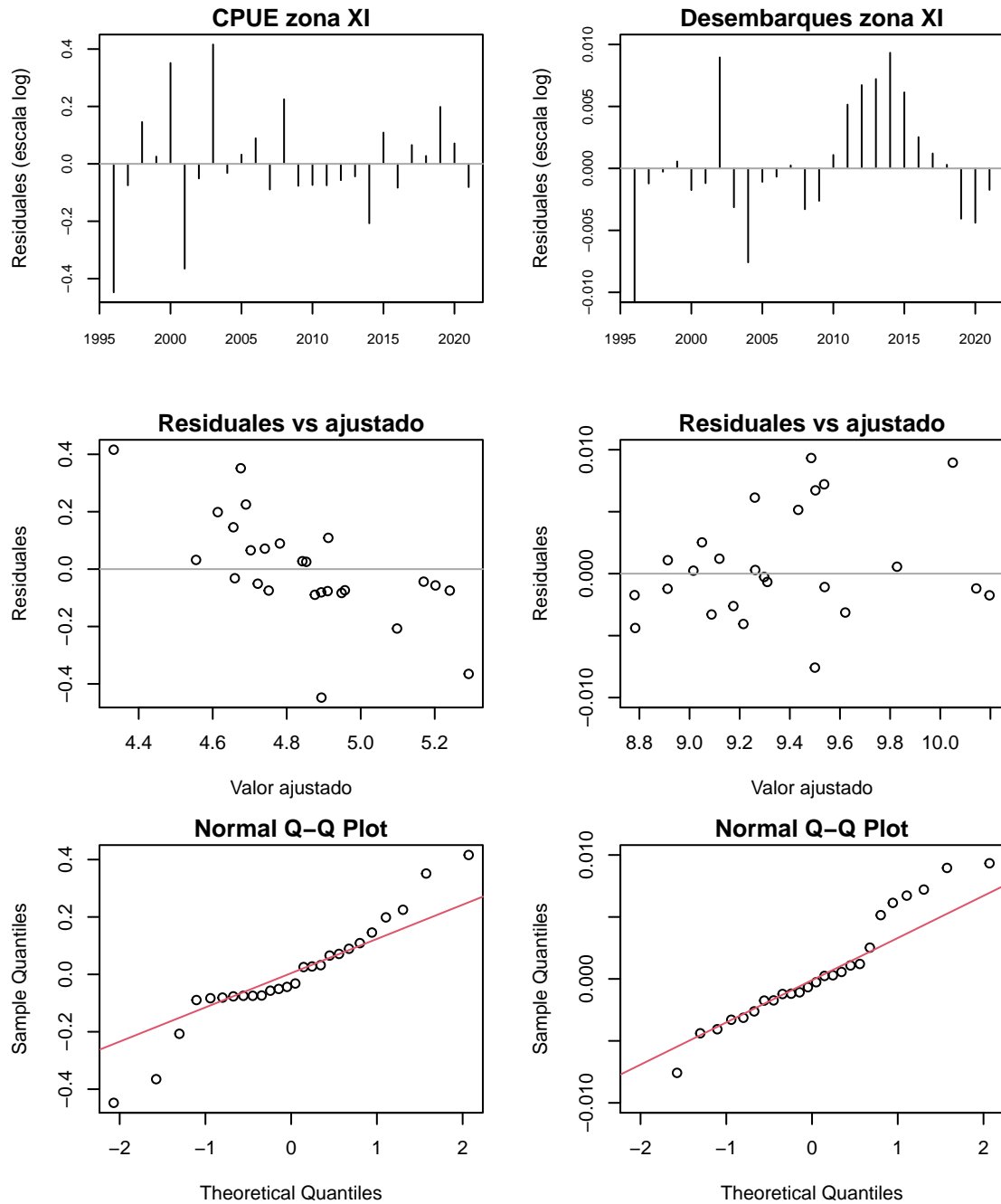


Figure 29: **Figura x**. Residuos de la CPUE y desembarques de erizo de la zona XI

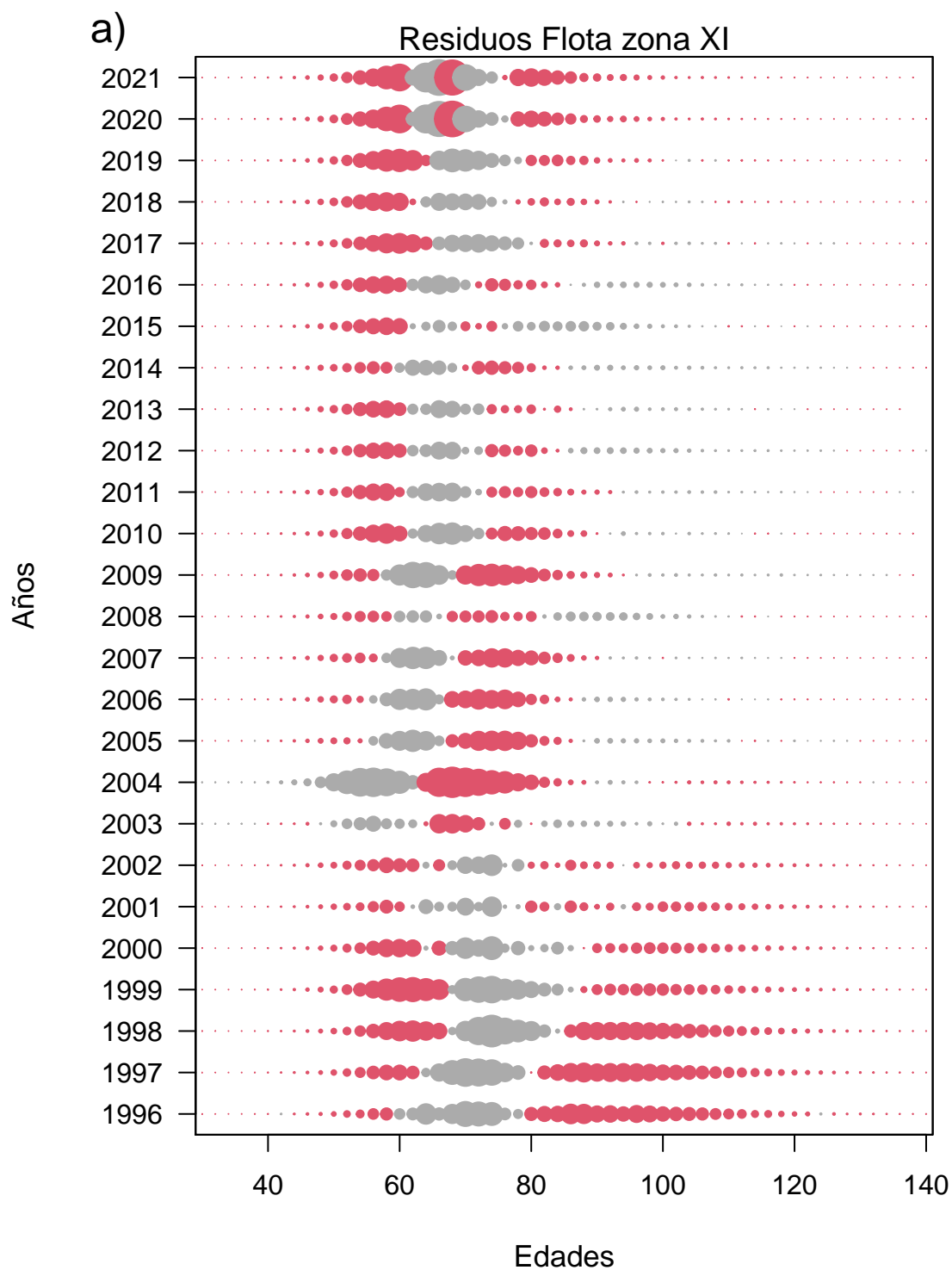


Figure 30: **Figura x**. Residuos de la proporción de tallas de erizo de la zona XI

2. Análisis de residuos de erizo zona XI

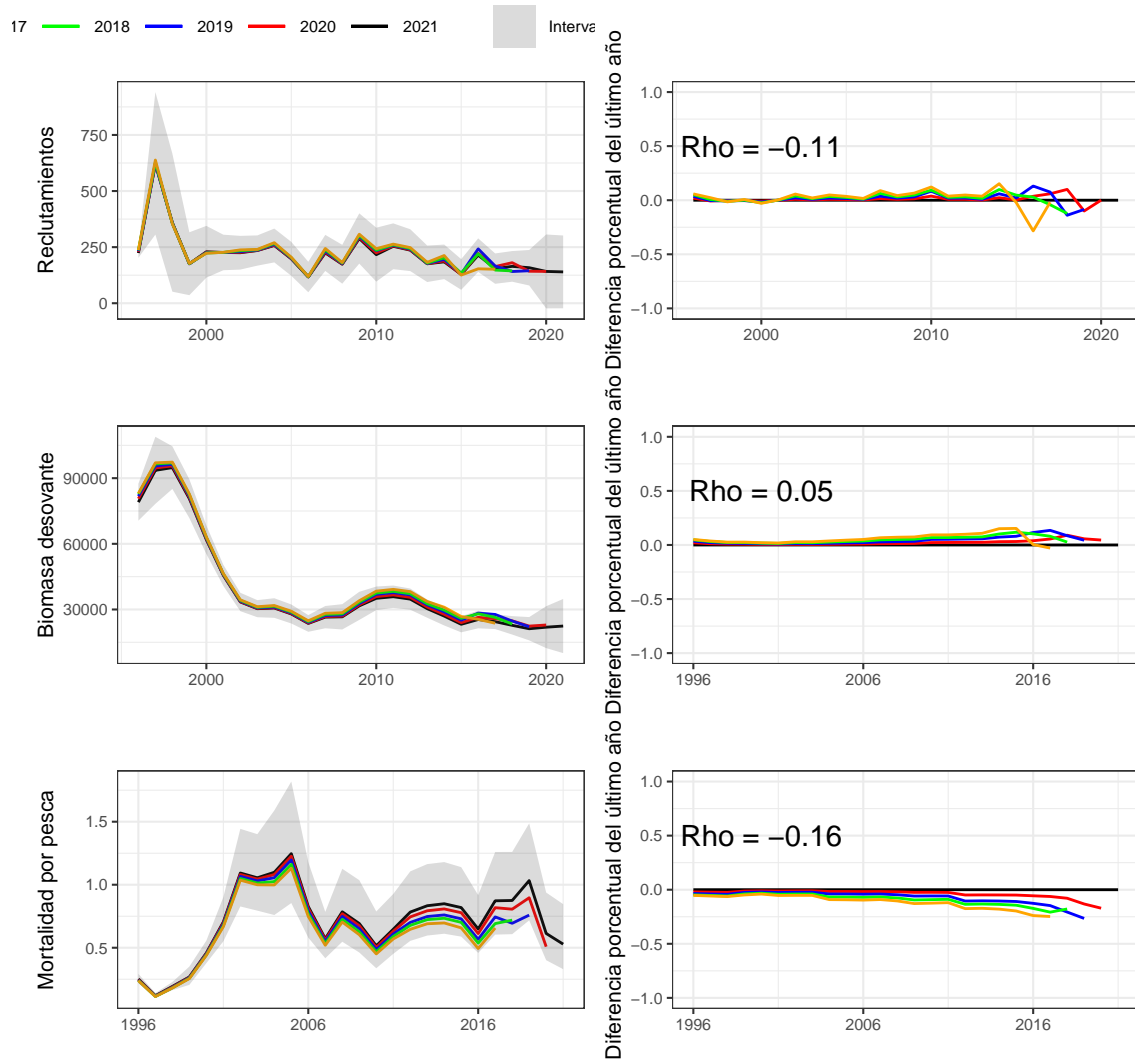


Figure 31: **Figura x.** Patrón retrospectivo estándar (panel izquierdo) y relativo (panel derecho) de los reclutamientos

3. Análisis retrospectivo de erizo zona XI

4. Perfil de verosimilitud de erizo zona XI

5. Análisis de sensibilidad de erizo zona XI a. Mortalidad natural

b. Longitud asintótica

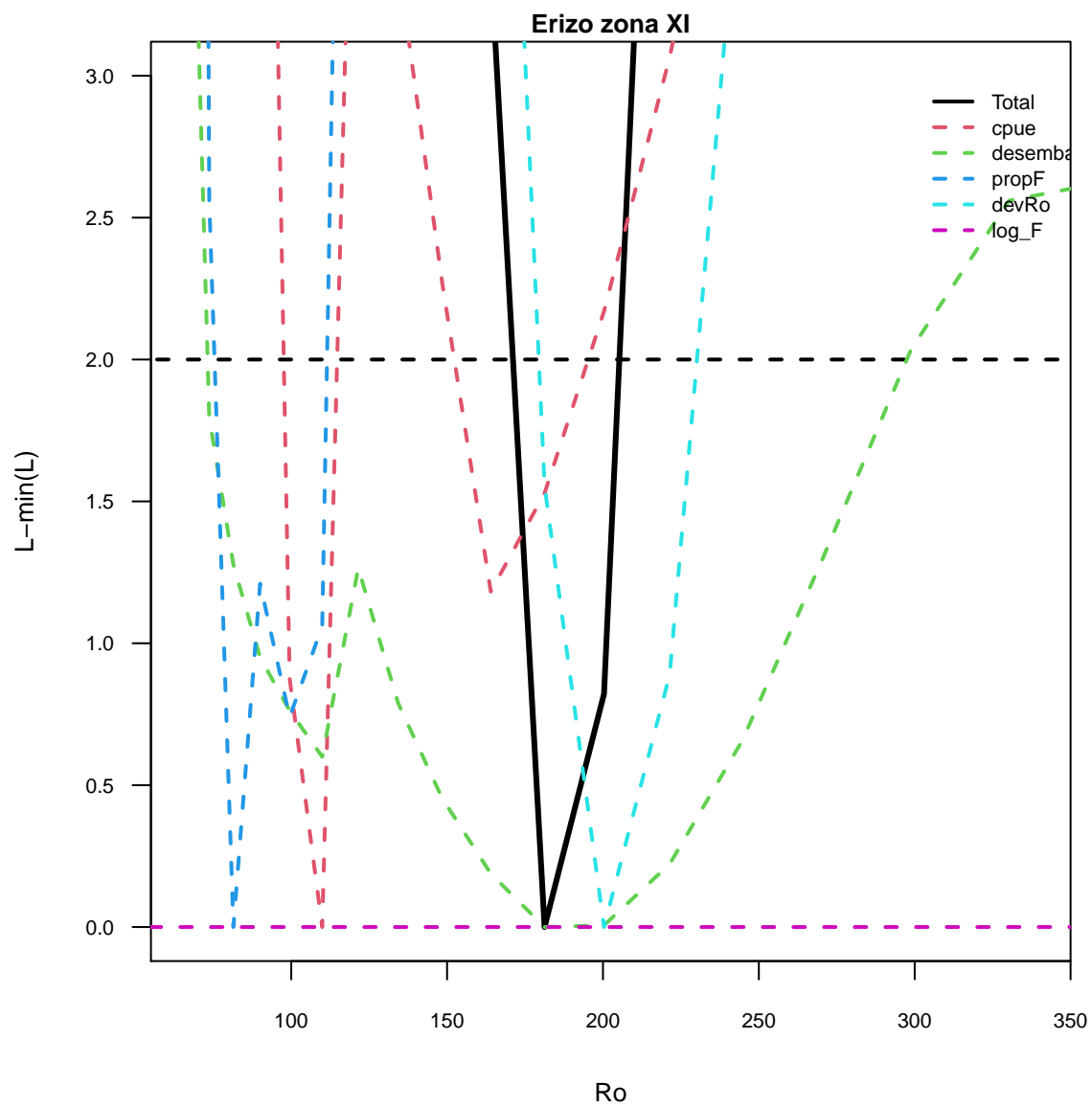


Figure 32: **Figura x**. Perfil de verosimilitud erizo zona XI

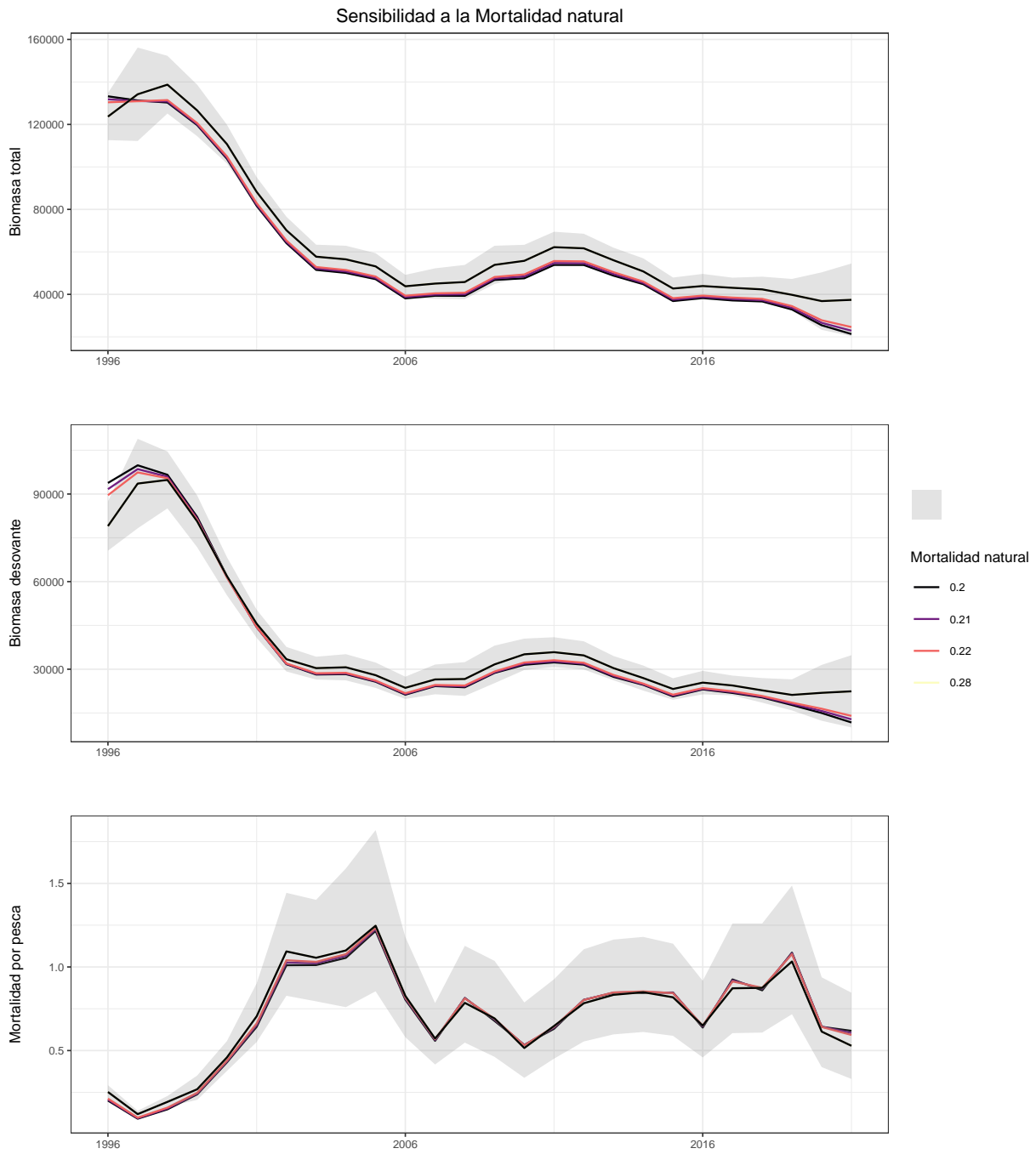


Figure 33: **Figura x**. Análisis de sensibilidad de la Mortalidad natural de erizo de la zona XI. *La línea negra y zona sombreada corresponde a caso base ($L_{\infty} = 132.8$ mm y $M = 0.20$ año⁻¹)*

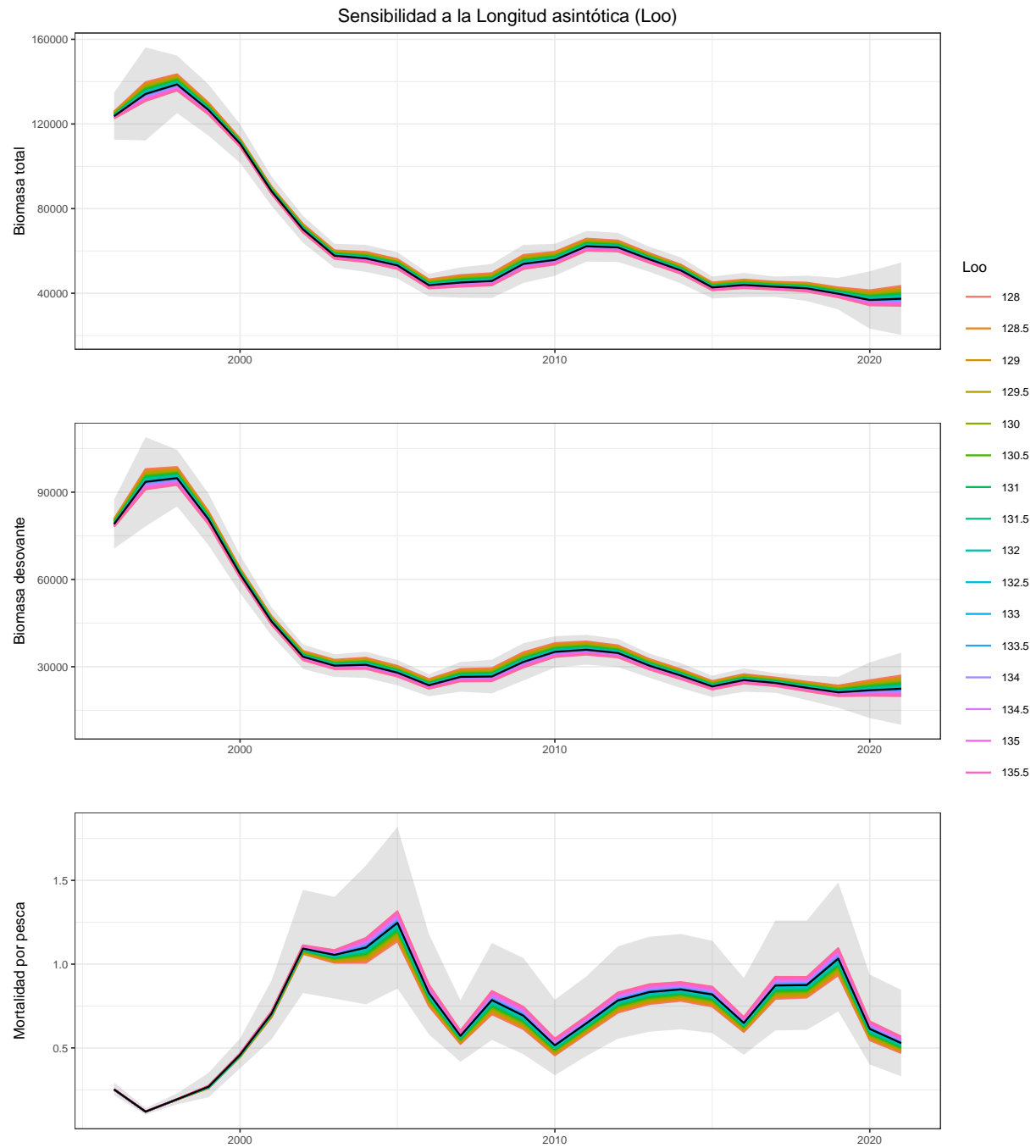


Figure 34: **Figura x**. Análisis de sensibilidad del rango de Loo de erizo de la zona XI. *La línea negra y zona sombreada corresponde a caso base (Loo = 132.8 mm y M = 0.20 año-1)*

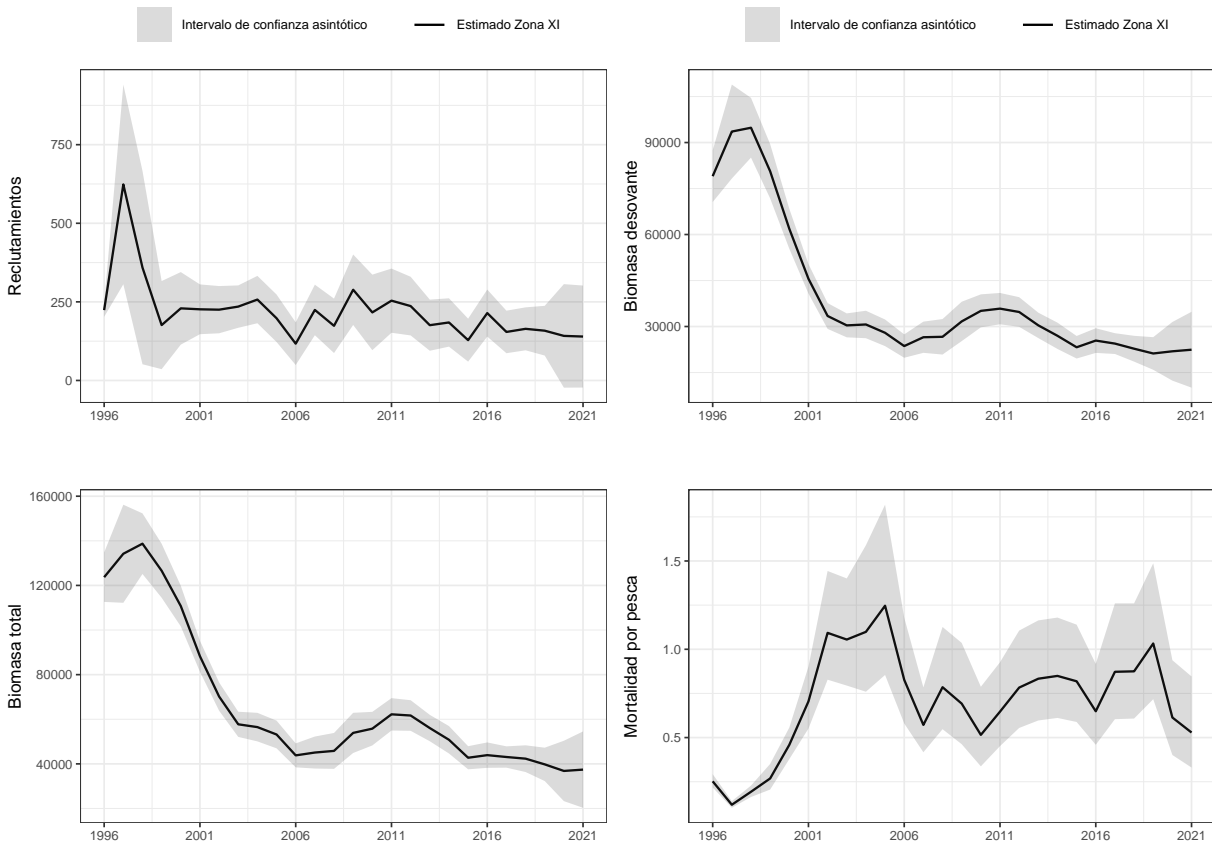


Figure 35: **Figura x**. Variables poblacionales de Erizo zona XI

Variables de estado

Puntos Biológicos de Referencia

Indicadores del estatus

Estatus del erizo de la Región de Aysén

5.5. Análisis integrado de las tres zonas de estudio

Finalmente se presentan los resultados de las biomazas totales, ya sean estas por zona y sumando todo. Primero la biomasa desovante y luego la total. De acuerdo a lo estimado, el mayor reservorio de biomasa lo contiene la XI región, lo cual ha sido consistente con las

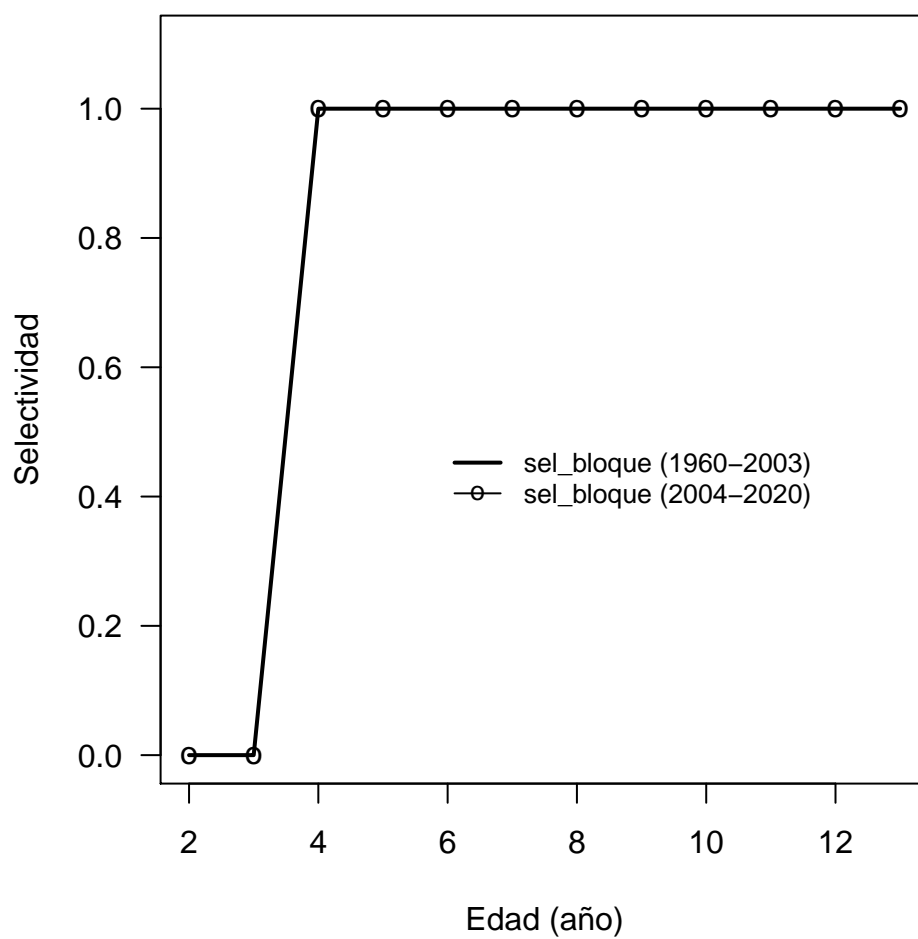


Figure 36: **Figura x**. Selectividad de la flota de la Zona XI

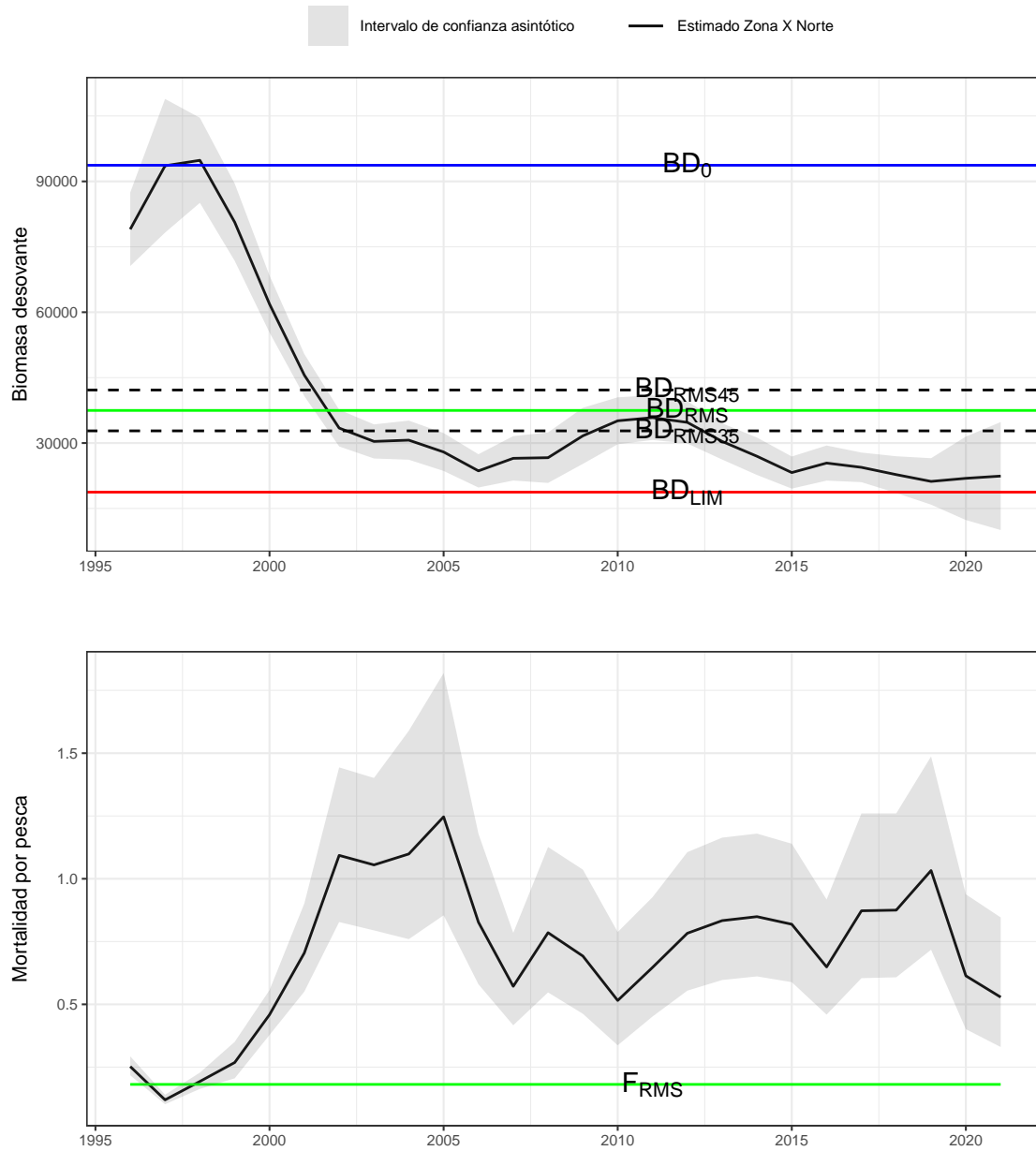


Figure 37: **Figura x**. Puntos Biológicos de referencia de Erizo zona XI

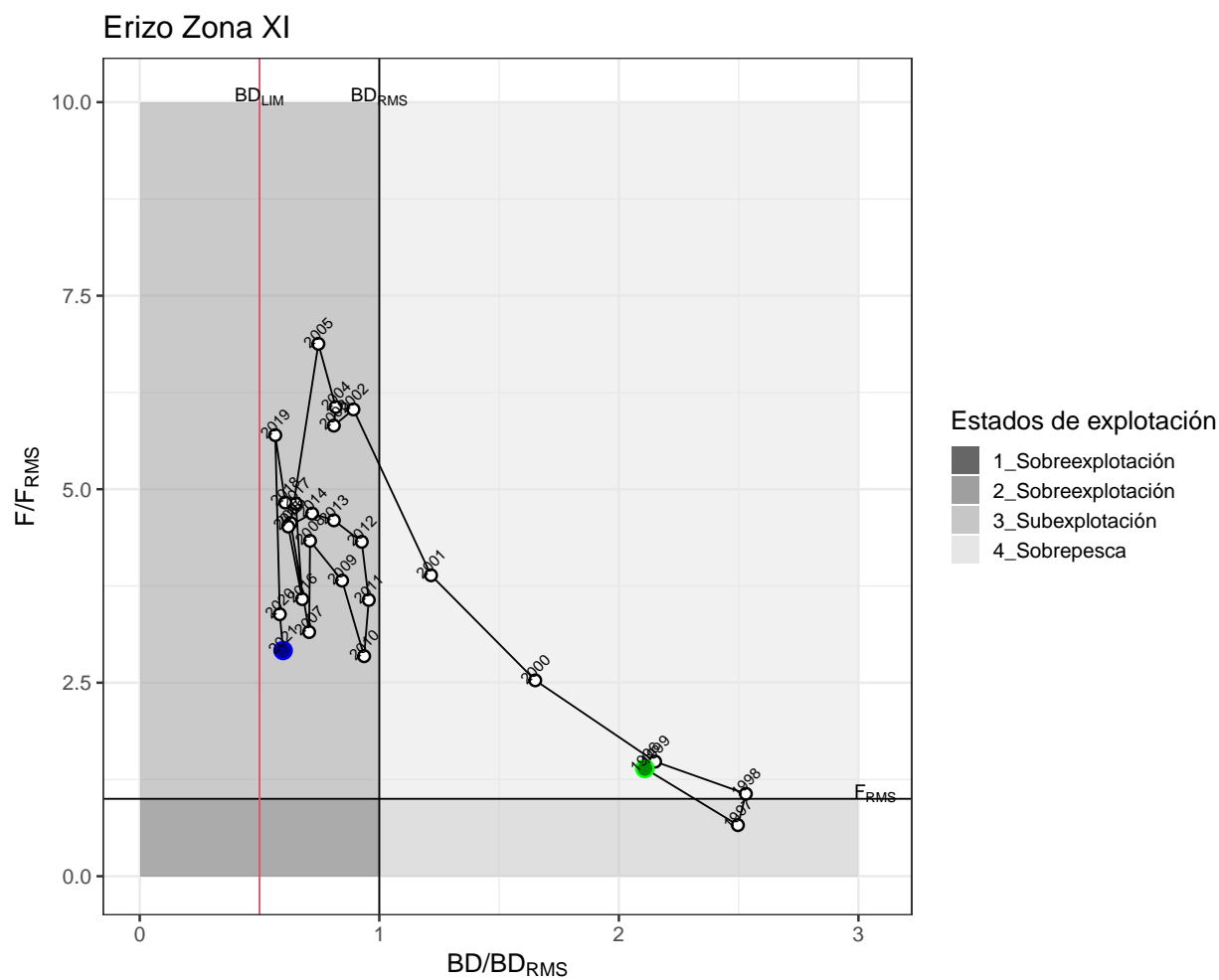


Figure 38: **Figura x**. Diagrama de fase Erizo zona XI

evaluaciones previas, y que también es la zona que muestra mas rapidos signos de decaimiento poblacional (**Figura X**)

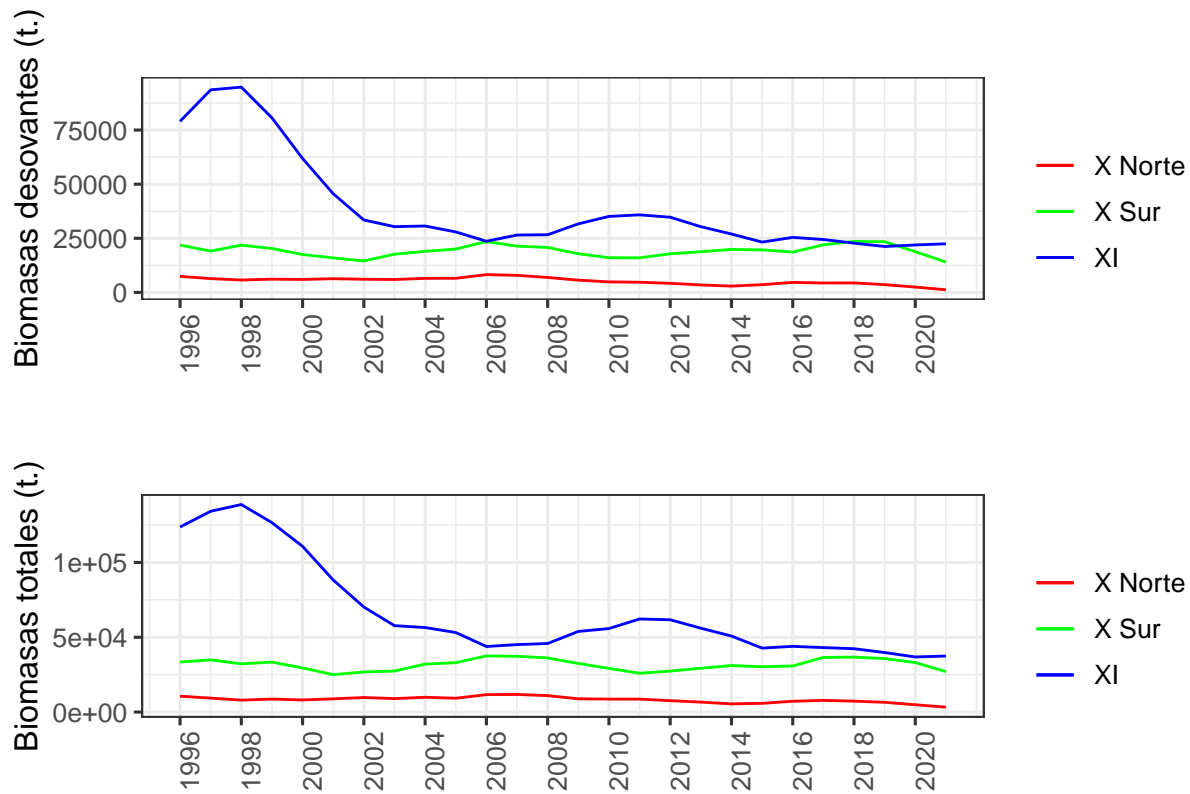


Figure 39: **Figura x**. Biomasa Totales y Desovantes

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

```
biodm <- as.matrix(biod)
```

```
biodm
```

```
##      years  BD1  BD2  BD3  totd
## [1,] 1996 7402.9 21860 79028 108290.9
## [2,] 1997 6368.0 19089 93582 119039.0
## [3,] 1998 5730.4 21823 94830 122383.4
```

##	[4,]	1999	6115.0	20290	80631	107036.0
##	[5,]	2000	5992.5	17518	61875	85385.5
##	[6,]	2001	6318.7	15935	45573	67826.7
##	[7,]	2002	6082.2	14528	33433	54043.2
##	[8,]	2003	5964.4	17648	30370	53982.4
##	[9,]	2004	6485.8	18950	30664	56099.8
##	[10,]	2005	6517.3	20016	27948	54481.3
##	[11,]	2006	8216.3	23449	23621	55286.3
##	[12,]	2007	7874.7	21395	26501	55770.7
##	[13,]	2008	6907.7	20763	26643	54313.7
##	[14,]	2009	5656.2	17877	31658	55191.2
##	[15,]	2010	4859.3	16032	35104	55995.3
##	[16,]	2011	4699.0	15969	35832	56500.0
##	[17,]	2012	4189.8	17851	34733	56773.8
##	[18,]	2013	3451.7	18784	30372	52607.7
##	[19,]	2014	2904.0	19832	26972	49708.0
##	[20,]	2015	3576.0	19647	23233	46456.0
##	[21,]	2016	4606.9	18612	25413	48631.9
##	[22,]	2017	4354.8	21977	24428	50759.8
##	[23,]	2018	4392.6	23546	22760	50698.6
##	[24,]	2019	3584.2	23424	21204	48212.2
##	[25,]	2020	2471.5	18815	21914	43200.5
##	[26,]	2021	1212.2	14020	22431	37663.2

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 límites 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 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 ($L_{oo} = 119.85$ 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 óptimo 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 función de los antecedentes científicos y recomendaciones de expertos, se ha buscado integrar diferentes tipos de datos a la evaluación. En la zona de evaluación 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 científicas (consultoras) que levantan información biológica pesquera para determinar los niveles de extracción posibles para el próximo período. 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 administra el Programa de Seguimiento de Áreas de Manejo de IFOP entre los años 2000 y 2019. Por un lado se identificó que los datos de las AMERB están 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 assessment 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, surgen preguntas relevantes a la hora de realizar esa integración y como administrar 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 evaluación integrada requiriere decisiones de manejo conjunta, como por ejemplo, la asignación de cuotas para una u otra figura de administración. ### 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 sobreexplotación (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 dificultad de estimación del MRS (Hilborn, 2002; Payá et al., 2014). Por ejemplo, inicialmente para evitar la sobrepesca por crecimiento usando como PBR objetivo $F_{0.1}$ y el PBR límite F_{max} , 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 $F_{40\%BDPR}$ y como PBR límite $F_{20\%BDPR}$, 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 $40\%BD_0$ (biomasa desovante que corresponde al 40% de la biomasa desovante virginal) y como límite $20\%BD_0$ (cita). A nivel mundial, se han propuesto marcos de referencia para pesquerías de erizo. Por ejemplo en Maine, se estimó usar como referencia el $F_{0.1}$ (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 F_{mrs} y B_{mrs} 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 pesquería 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. CONCLUSIÓN

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.

7.1. 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 límites 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 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.

7.2. 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 ($L_{oo} = 119.85$ 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.

7.3. 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 óptimo 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 función de los antecedentes científicos y recomendaciones de expertos, se ha buscado integrar diferentes tipos de datos a la evaluación. En la zona de evaluación 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 científicas (consultoras) que levantan información biológica pesquera para determinar los niveles de extracción posibles para el próximo período. 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 administra 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 están 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 assessment actuales implicaría tomar decisiones respecto a que tipo de indicadores tomar y si las zonas en donde están 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, surgen preguntas relevantes a la hora de realizar esa integración y como administrar 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 evaluación integrada requiere decisiones de manejo conjunta, como por ejemplo, la asignación de cuotas para una u otra figura de administración.

7.4. 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 sobreexplotación (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 dificultad de estimación del MRS (Hilborn, 2002; Payá et al., 2014). Por ejemplo, inicialmente para evitar la sobrepesca por crecimiento usando como PBR objetivo $F_{0.1}$ y el PBR límite F_{max} , 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 $F_{40\%BDPR}$ y como PBR límite $F_{20\%BDPR}$, 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 $40\%BD_0$ (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 $F_{0,1}$ (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 F_{mrs} y B_{mrs} 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 profundas 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 pesquería 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 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 deben tomar en cuenta los PBR que tiendan a evitar una eventual sobrepesca por reclutamiento, considerando aquellos PBR que entreguen un diagnóstico respecto a la biomasa desovante disponible cada año para la renovación poblacional. En este contexto, 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 $F_{40\%}$ (Fig. 4). Además, la curva de BPR presenta ausencia de elasticidad, en el sentido que a niveles bajos de mortalidad por pesca, la curva cambia rápidamente desde un nivel de $F_{66\%}$ a $F_{45\%}$, pero cuando se aumentan los niveles de mortalidad por pesca por sobre $F_{33\%}$, los niveles de BPR son estables. Bajo el esquema selectivo actual, esto produciría (independiente de las altas mortalidades por pesca que podrían existir en la población) el escape de una fracción de desovantes, permitiendo sustentar la población, 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 $F_{MRS}=F_{40\%}$ 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 B_{MRS} . El diagrama de fase ubica la condición actual en situación de sobre-explotación ($B < B_{rms}$) (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 $F_{MRS}=F_{40\%}$, 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.

8. 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 albus* 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: 996-1005. 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 Pesquerías 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 commercially 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, Mikihiro, 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 multispecies 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.