

UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y OCEANOGRÁFICAS
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFÍA



INFORME FINAL

**DESARROLLO DE LAS ESTRATEGIAS DE MANEJO EN LA
PESQUERIA DE REINETA (*BRAMA AUSTRALIS*)**

FIPA N° 2018 -25



PROPONENTE:
CENTRO DE INVESTIGACIÓN OCEANOGRÁFICA
EN EL PACÍFICO SUR ORIENTAL
COPAS SUR-AUSTRAL
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFÍA
UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN

Informe Final

COPAS SUR-AUSTRAL-EPOMAR
DEPARTAMENTO DE OCEANOGRAFÍA
UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN

PROYECTO

Desarrollo de las estrategias de manejo en la pesquería de reineta (*Brama australis*)

REQUIRENTE

Fondo de Investigación Pesquera y Acuicultura (FIPA)

UNIDAD EJECUTORA

Centro de Investigación Oceanográfica en el Pacífico Sur
Oriental COPAS SUR-AUSTRAL
Departamento de Oceanografía
Universidad de Concepción

SUBCONTRATOS

No hay

JEFE PROYECTO

Dr. Luis Cubillos Santander
Centro COPAS Sur-Austral
Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas
Universidad de Concepción
Casilla 160-C, Concepción, Chile
Tel.: 56-41-2207233
E-mail: lucubillos@udec.cl

FIPA 2018-25

Desarrollo de las estrategias de manejo en la pesquería de reineta (*Brama australis*)

Autores:

Luis Cubillos, María José Cuevas, Rubén Alarcón, Daniela Yepsen, Vania Heníquez

Mayo 2020

RESUMEN EJECUTIVO

Se desarrolló el enfoque de evaluación de estrategias de manejo (EEM) en la pesquería de reineta. El enfoque EEM requiere de: a) un modelo operativo que incluya las fuentes de incertidumbre respecto en la dinámica de la población y de la actividad pesquera; b) uno o más procedimientos de manejo (PM), compuesto por los datos e información, un modelo de evaluación de stock que provea de indicadores del estatus, y una regla de control para la explotación; y c) un conjunto de simulaciones bajo incertidumbre que permita evaluar la eficacia del(los) PM(s) que se tengan contemplados. Cada una de estas etapas se desarrollo, con énfasis en el PM documentado para la pesquería de reineta por Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SUBPESCA) a través del Comité Científico Técnico de Pesquerías Demersales, con el consejo técnico para el manejo por el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP).

Se revisaron datos provenientes del monitoreo de las pesquería de reineta que abarcó los años 1997 a 2017 en términos de desembarque por tipos de arte de pesca; a saber: a) flota industrial de arrastre de la zona centro-sur, con puertos en la Región del Biobío; b) flota artesanal de enmalle de la zona centro-sur, con puertos en la Región del Maule y Biobío; c) flota artesanal de espinel de la zona centro-sur, con puertos de desembarque en la Región de Valparaíso y Región del Biobío; d) flota de arrastre de la zona sur-austral, con puerto de desembarque en la Región de Aysén; e) flota artesanal de espinel con puertos de desembarque en la Región de Los Lagos y Región de Aysén; y f) flota industrial de palangre de la zona sur-austral, con desembarques en puertos de la Región de Aysén y de Magallanes. Además, se revisaron datos de frecuencia de tallas en las capturas por tipo de arte de pesca; encontrándose que los datos provenientes de la flota artesanal de espinel y enmalle están unificados y no se pudieron desagregar.

El mayor desembarque de reineta ocurre en la región del Biobío debido a la actividad de la flota artesanal de espinel, seguida del aporte al desembarque de la flota industrial de arrastre de la zona sur-austral, y posteriormente por el desembarque de la flota artesanal de enmalle de la zona centro-sur. Los registros de captura se extienden desde 1997 en la flota de arrastre de la zona sur-austral y desde 1998 para la flota artesanal de espinel y desde 2004 para la flota de enmalle de la misma zona. Los registros cubren el desembarque desde 1999 para la flota de espinel de la zona sur-austral. La distribución espacial de las capturas en el periodo 1997-2017 muestra zonas de pesca a

lo largo de la costa, desde Coquimbo hasta Tierra del Fuego, destacándose dos zonas de pesca importantes: una del 36°S-40°S y otra desde 41°30'S al 47°S.

La composición de tallas en las capturas, por tipo de arte, muestra periodos con diferente intensidad de muestreo en el periodo analizado. Gran parte de la información no incluía la posición geográfica ni procedencia de las muestras, pero se contó con el puerto de recalada pudiéndose consignar la región administrativa de procedencia de las capturas. Por otro lado, a diferencia de la información de captura (bitácoras de pesca), en el caso de la Zona Centro-Sur, la información de tallas de las capturas de enmalle y espinel se encontró consolidada en una única base de datos, sin identificar el arte de pesca con que fue obtenida cada muestra. La longitud promedio fluctuó entre 38,8 cm LH (año 2004) y 45,5 cm LH en el año 2006, mientras que, en la misma zona, en la pesquería de espinel, la longitud promedio en las capturas fluctuó entre 37,2 cm LH en el año 2010 y 43,1 cm LH (año 2012). En el caso de la pesquería de palangre de la zona sur-austral, en el período 2014-2017, la longitud promedio de reineta fluctuó entre 39,6 y 42,6 cm LH, en tanto, en los años 1998 y 2000, la longitud promedio fue 40,2 cm y 43,2 cm LH, respectivamente.

Aunque se cuenta con registros desde 1997 al 2017, muchos datos están sostenidos en pocas muestras de la temporada de pesca (desde 1 ó 2 meses en algunos artes). No obstante, la base de datos espinel-enmalle tiene representatividad dentro de cada año y entre años. La composición de tallas de la zona sur-austral está representada mejor desde el 2011 al 2017.

Se revisaron estimaciones de los parámetros de crecimiento y mortalidad natural, y se analizó su consistencia con las predicciones de un modelo integrado jerárquico. Dichas predicciones se actualizaron con los parámetros de crecimiento estimados, y se demuestra consistencia entre dos estudios. El método permite, a su vez generar una matriz de covarianza con el objeto de considerar la estructura correlacionada entre los parámetros de historia de vida. Los parámetros que permiten estimar la talla de madurez y la relación longitud-peso resultaron ser muy consistentes y comparables, lo que permitió reducir la incertidumbre en dichos parámetros. A partir de los parámetros, se obtuvo estimaciones empíricas para el escarpamiento (steepness) y se propone una distribución beta para tomar en cuenta la incertidumbre de este parámetro. A partir de la estructura poblacional de la reineta, que tiene conexión entre el dominio nerítico y oceánico por fuera del límite de las 200 MN, se utilizó un modelo con selectividad doble-normal que permite el escape de peces en edades avanzadas, de más de 10 años. El modelo se describe para los tres artes de pesca más importantes; a saber: espinel y enmalle artesanal de la zona centro-sur y arrastre de la zona sur-

austral. Las estimaciones de mortalidad por pesca de la última evaluación fueron utilizadas para describir los cambios de mortalidad en el periodo 1994 al 2018, en términos de tendencia y error estándar alrededor de la tendencia.

Se revisaron y estimaron un conjunto de parámetros que determinan la dinámica poblacional de la reineta, así como el proceso de captura por tres artes de pesca principales. Esto permitió configurar un modelo estructurado por edad que fue capaz de simular escenarios plausibles de dinámica poblacional de reineta para evaluar procedimientos de manejo bajo incertidumbre.

Se revisaron procedimientos de manejo actuales para la reineta, utilizándose un modelo de evaluación de stock basado sólo en capturas (modelo OCOM), al cual se le agregaron 5 reglas de control de la explotación del tipo rampa. Aunque oficialmente aún no está implementado el consejo técnico operacional para determinar una cuota de captura en función del estatus del recurso, la aplicación de estas cinco reglas de decisión son consistentes con el marco biológico para la explotación para las pesquerías chilenas según la Ley General de Pesca y Acuicultura. La reineta está bajo el régimen general de acceso y asimilada al régimen de Plena Explotación, estando suspendidas las inscripciones en el registro pesquero artesanal como las solicitudes de autorización industrial, hasta el año 2022. Se identifica un procedimiento de manejo oficial, que fue evaluado bajo incertidumbre. Se discuten ventajas y desventajas de estimadores alternativos para pesquerías limitadas en datos, las que si bien es cierto no se implementarán en la pesquería de la reineta debido a programas de mejoramiento continua, es factible puedan ser de interés para otras pesquerías en las que el presente enfoque pueda ser útil.

Se acordaron cinco reglas de control de explotación alternativas que utilizan como indicador al estatus del recurso en términos de biomasa basadas en el modelo OCOM. De esta manera, los PM se diferencian entre sí sólo por las diferentes reglas de control de la explotación. Bajo un escenario de incertidumbre de la dinámica poblacional, estas reglas logran los objetivos de conservación al llevar a la biomasa reproductiva a niveles del orden de 50 a 54% de la biomasa promedio inexplorada en un horizonte de tiempo de 4 a 5 años desde una condición agotada o sobreexplotada.

No obstante, el modelo de evaluación de stock OCOM puede subestimar o sobreestimar la biomasa y sobreestimar la mortalidad por pesca. El modelo OCOM sobreestima la biomasa y subestima la mortalidad por pesca cuando el stock de reineta está agotado. Esto quedó demostrado

al evaluar la eficacia del modelo en el periodo 1994-2017. Estos sesgos y baja precisión pueden deberse a la diferencia estructural de los modelos, ya que se asume que la biomasa que estima OCOM se asimila a la biomasa explotable del modelo operativo y que la mortalidad por pesca de OCOM es equivalente a la mortalidad por pesca anual del modelo de simulación. Sin embargo, aunque se pueda establecer cierta proporcionalidad, el modelo OCOM demostró ser poco reactivo al error de proceso del modelo de simulación, y a los procedimientos de manejo que se basan en OCOM con diferentes reglas de control para la mortalidad.

TABLAS DE CONTENIDO

1	OBJETIVOS	21
1.1	OBJETIVO GENERAL.....	21
1.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	21
1.2.1	<i>Desarrollar un modelo operativo que incorpore las principales fuentes de incertidumbre asociadas a la evaluación de stock de reineta.....</i>	<i>21</i>
1.2.2	<i>Implementar diferentes opciones de manejo utilizando procedimientos de manejo (PM) empíricos y PM modelo-basado alternativos para la pesquería.</i>	<i>21</i>
1.2.3	<i>Evaluar la efectividad de los procedimientos de manejos para alcanzar el o los objetivos de manejo establecidos para la pesquería por la Ley General de Pesca y Acuicultura.</i>	<i>21</i>
2	ANTECEDENTES	22
2.1	EVALUACIÓN DE ESTRATEGIAS DE MANEJO.....	25
3	METODOLOGÍA DE TRABAJO	27
3.1	ENFOQUE DE TRABAJO ESPECÍFICO PARA ESTE ESTUDIO.....	27
3.2	RESUMEN DE ACUERDOS LOGRADOS EN REUNIONES Y TALLERES DE CARÁCTER CONSULTIVO CON LA CONTRAPARTE TÉCNICA.....	29
3.2.1	<i>Reunión de Coordinación.....</i>	<i>30</i>
3.2.2	<i>Primera Reunión de trabajo.....</i>	<i>30</i>
3.2.3	<i>Segunda Reunión de Trabajo.....</i>	<i>31</i>
3.2.4	<i>Taller de Trabajo sobre condicionamiento del Modelo Operativo.....</i>	<i>31</i>
3.2.5	<i>Taller de Trabajo sobre reglas de control y evaluación de la eficacia del procedimiento de manejo actual.....</i>	<i>32</i>
3.2.6	<i>Tercera Reunión de trabajo.....</i>	<i>33</i>
3.3	OB1: DESARROLLO DE UN MODELO OPERATIVO QUE INCORPORE LAS PRINCIPALES FUENTES DE INCERTIDUMBRE ASOCIADAS A LA EVALUACIÓN DE STOCK DE REINETA.	33
3.3.1	<i>Datos de la pesquería.....</i>	<i>33</i>
3.3.2	<i>Parámetros de historia de vida.....</i>	<i>35</i>
3.3.3	<i>Patrón de explotación, mortalidad por pesca.....</i>	<i>39</i>
3.3.4	<i>Condicionamiento Modelo Operativo (MO).....</i>	<i>41</i>
3.4	OB2: IMPLEMENTAR DIFERENTES OPCIONES DE MANEJO UTILIZANDO PROCEDIMIENTOS DE MANEJO (PM) EMPÍRICOS Y PM MODELO-BASADO ALTERNATIVOS PARA LA PESQUERÍA.	45

3.4.1	A) Regla F constante.....	49
3.4.2	B) Regla ad-hoc.....	49
3.4.3	C) Regla 20-40.....	50
3.4.4	D) Regla 10-40	50
3.4.5	E) Regla 0-40.....	50
3.4.6	Reglas de control empíricas.....	51
3.5	OE3: EVALUAR LA EFECTIVIDAD DEL MANEJO PARA ALCANZAR EL O LOS OBJETIVOS DE MANEJO ESTABLECIDOS PARA LA PESQUERÍA POR LA LEY GENERAL DE PESCA Y ACUICULTURA.	53
3.5.1	Evaluación de la eficacia para lograr los objetivos de manejo.....	53
3.5.2	Evaluación del desempeño de los estimadores	55
4	RESULTADOS	56
4.1	OE1: DESARROLLAR UN MODELO OPERATIVO QUE INCORPORA LAS PRINCIPALES FUENTES DE INCERTIDUMBRE ASOCIADAS A LA EVALUACIÓN DE STOCK DE REINETA.	56
4.2	DATOS Y FUENTES DE INCERTIDUMBRE	56
4.2.1	Datos de la pesquería.....	56
4.2.2	Parámetros de historia de vida	98
4.2.3	Condicionamiento de un modelo operativo.....	108
4.2.4	Simulaciones bajo incertidumbre.....	110
4.3	OE2 IMPLEMENTAR DIFERENTES OPCIONES DE MANEJO UTILIZANDO PROCEDIMIENTOS DE MANEJO (PM) EMPÍRICOS Y PM MODELO-BASADO ALTERNATIVOS PARA LA PESQUERÍA.....	123
4.3.1	El sistema de manejo vigente	123
4.3.2	Procedimientos de manejo: modelo OCOM y reglas de control.....	134
4.4	OE3: EVALUAR LA EFECTIVIDAD DEL MANEJO PARA ALCANZAR EL O LOS OBJETIVOS DE MANEJO ESTABLECIDOS PARA LA PESQUERÍA POR LA LEY GENERAL DE PESCA Y ACUICULTURA.	139
4.4.1	Escenarios para evaluar la eficacia de procedimientos de manejo	139
4.4.2	Escenario E1: Capturas constantes	141
4.4.3	Escenario E1: Capturas variables	144
4.4.4	Escenario E3: Sin error de proceso.....	148
4.4.5	Escenario E4: Error de proceso.....	160
4.5	EVALUACIÓN DE LA EFICACIA DEL ESTIMADOR.....	167
4.5.1	Evaluación proyectada.....	167
4.5.2	Eficacia del estimado en la fase histórica.....	173
5	ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE LOS RESULTADOS.....	179

6	REFERENCIAS.....	186
7	EQUIPO DE TRABAJO	191
7.1	COMPOSICIÓN Y ORGANIZACIÓN DEL EQUIPO PROFESIONAL	191
8	ANEXOS	192
8.1	FUNCIONES MODELO OPERATIVO	192
8.1.1	<i>Presentación.....</i>	<i>192</i>
8.1.2	<i>Parámetros de historia de vida</i>	<i>192</i>
8.1.3	<i>Relación stock-recluta</i>	<i>194</i>
	SIMULACIÓN MODELO DE PESCA	195
8.1.4	<i>Simulador de dinámica poblacional.....</i>	<i>196</i>
8.1.5	<i>Otras rutinas de ayuda.....</i>	<i>199</i>
8.1.6	<i>Prepara las simulaciones poblacionales.....</i>	<i>200</i>
8.1.7	<i>Simulación única de dinámica poblacional.....</i>	<i>201</i>
	CICLO CERRADO DE SIMULACIÓN-ESTIMACIÓN.....	201
8.1.8	<i>Evalua la eficacia de OCOM.....</i>	<i>206</i>
8.1.9	<i>Funciones gráficas.....</i>	<i>207</i>

Listado de tablas

Tabla 1.	Desembarques de reineta <i>Brama australis</i> en Chile por la pesquería artesanal, industrial y de barcos fábrica (Fuente: Leal 2018 y SERNAPESCA).	23
Tabla 2.	Definición de los parámetros del modelo operativo de simulación para reineta <i>Brama australis</i>	42
Tabla 3.	Ecuaciones de la dinámica poblacional usadas en el modelo operativo.	43
Tabla 4.	Funciones para generar datos en el modelo operativo.....	44
Tabla 5.	Componentes sujetos a errores de proceso.....	44
Tabla 6.	Número de lances de pesca con presencia de <i>B. australis</i> en registros de captura de la flota de arrastre de la Zona Centro-Sur (TrawlZCS) monitoreados entre 1997 y 2017.	58

Tabla 7. Número de lances de pesca con presencia de <i>B. australis</i> en registros de captura de la flota de enmalle (artesanal) de la Zona Centro-Sur (GillnetZCS) monitoreados entre 1997 a 2017.....	59
Tabla 8. Número de lances de pesca con presencia de <i>B. australis</i> en registros de captura de la flota de espinel de la Zona Centro-Sur (LonglineZCS) monitoreados entre 1997 a 2017.....	60
Tabla 9. Número de lances de pesca con presencia de <i>B. australis</i> en registros de captura de la flota de arrastre de la Zona Sur-Austral (TrawlZSA) monitoreados entre 1997 a 2017.....	61
Tabla 10. Número de lances de pesca con presencia de <i>B. australis</i> en registros de captura de la flota de espinel (artesanal) de la Zona Sur-Austral (ArtlonglineZSA) monitoreados entre 1997 a 2017.....	62
Tabla 11. Número de lances de pesca con presencia de <i>B. australis</i> en registros de captura de la flota palangrera (industrial) de la Zona Sur-Austral (IndlonglineZSA) monitoreados entre 1997 a 2017.....	63
Tabla 12. Número de ejemplares medidos en los muestreos de composición de tamaños de reineta <i>B. australis</i> según arte y zona entre 1997 y 2017.....	81
Tabla 13. Longitud horquilla (cm) promedio (Prom.), desviación estándar (D.E.), mínima (Min.), máxima (Max.) y tamaño de muestra (n) de reineta entre 1997 y 2017 en las capturas de la flota de arrastre y enmalle-espinel de la zona centro sur.....	82
Tabla 14. Longitud horquilla (cm) promedio (Prom.), desviación estándar (D.E.), mínima (Min.), máxima (Max.) y tamaño de muestra (n) de reineta entre 1997 y 2017 en las capturas de la flota de arrastre, espinel y palangre de la zona sur-austral.....	86
Tabla 15. Estimaciones actualizadas de la matriz de varianza-covarianza para parámetros de historia de vida de <i>Brama australis</i> estimados con FishLife.....	101
Tabla 16. Parámetros estimados para la curva de selectividad doble normal de las flotas que más operan en la pesquería de reineta (periodo 2011-2017).	106
Tabla 17. Desembarque total de reineta y aporte de las flotas artesanal de enmalle y espinel, y flota de arrastre (2007-2018, Fuente: IFOP).	107
Tabla 18. Configuración de la estructura paramétrica del modelo operativo de simulación para reineta <i>Brama australis</i> , con alternativas de simulación comentada.....	109
Tabla 19. Desembarque de reineta (toneladas) y aporte de las flotas artesanal, de arrastre y barcos fábrica (BF) (Fuente: IFOP). Los datos del periodo	

1994-2006 para la flota de enmalle, espinel y otros fueron estimadas sobre la base del aporte por flota del periodo 2007-2018 (Tabla 17).....	111
Tabla 20. Métodos de evaluación de stock como estimadores del estatus de pesquerías pobres en dato, cuya robustez será evaluadas en este estudio para el caso de <i>Brama australis</i>	127
Tabla 21. Evaluación del stock de reineta al 2017 con el método OCOM. Se indica la biomasa inexplorada o capacidad de carga (k), la tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r), el rendimiento máximo sostenido (MSY), la biomasa al 2017 y el agotamiento medido como la razón B_{2017}/k	136
Tabla 22. Dimensionamiento del proceso del ciclo cerrado de simulación-estimación retroalimentado (EEM).....	140
Tabla 23. Error relativo promedio de las estimaciones de biomasa del modelo OCOM en función de las reglas de control.	167
Tabla 24. Error relativo absoluto promedio de las estimaciones de biomasa del modelo OCOM en función de las reglas de control.	167
Tabla 25. Error relativo promedio de la estimación de mortalidad por pesca por el modelo OCOM en función de las reglas de control.	170

Listado de Figuras

Figura 1. Enfoque de la propuesta metodológica general, mostrando las relaciones entre componentes/metodologías/resultados de cada objetivo específico (ver texto).	27
Figura 2. Ejemplo de la secuencia de un procedimiento de manejo dentro del ciclo anual de manejo de una pesquería.	46
Figura 3. Diagrama de fase general propuesto de manera preliminar para la pesquería de reineta, basado en Paya <i>et al.</i> (2014).	47
Figura 4. Propuesta de reglas de control de la explotación en la pesquería de reineta (ver texto).	51
Figura 5. Ciclo cerrado de simulación-estimación con retroalimentación para la evaluación del procedimiento de manejo de la pesquería pobre en datos de reineta <i>Brama australis</i>	54
Fig. 6. Desembarque acumulado (miles de toneladas; 1997-2017) de reineta (<i>Brama australis</i>) según arte de pesca y macrozona.	64
Fig. 7. Desembarque acumulado (miles de toneladas; 1997-2017) de reineta (<i>Brama australis</i>) según región administrativa.	65
Fig. 8. Desembarque promedio (toneladas por lance de pesca; periodo 1997-2017) de reineta (<i>Brama australis</i>) según región administrativa. Se indica el tamaño de muestra (número de lances).	66
Fig. 9. Desembarque anual (miles de toneladas) de reineta (<i>Brama australis</i>) entre 1997 y 2017 según arte de pesca y zona.	67
Fig. 10. Distribución espacio-temporal del logaritmo de la captura de reineta (<i>Brama australis</i>) por región administrativa entre 1997 y 2017 debida a la flota de arrastre de la zona centro-sur.	68
Fig. 11. Distribución espacio-temporal del logaritmo de la captura de reineta (<i>Brama australis</i>) por región administrativa entre 1997 y 2017 debida a la flota de enmalle de la zona centro-sur.	69
Fig. 12. Distribución espacio-temporal del logaritmo de la captura de reineta (<i>Brama australis</i>) por región administrativa entre 1997 y 2017 debida a la flota de espinel de la zona centro-sur.	70
Fig. 13. Desembarques (toneladas) anuales de reineta (<i>Brama australis</i>) por región administrativa de la flota de espinel de la zona centro-sur. Período 1997 – 2017.	71

Fig. 14.	Distribución espacio-temporal del logaritmo de la captura de reineta (<i>Brama australis</i>) por región administrativa entre 1997 y 2017 debida a la flota de arrastre de la zona sur-austral.	72
Fig. 15.	Desembarques (toneladas) anuales de reineta (<i>Brama australis</i>) por región administrativa de la flota de arrastre de la zona sur-austral. Período 1997 – 2017.	73
Fig. 16.	Distribución espacio-temporal del logaritmo de la captura de reineta (<i>Brama australis</i>) por región administrativa entre 1997 y 2017 debida a la flota de espinel artesanal de la zona sur-austral.	74
Fig. 17.	Distribución espacio-temporal del logaritmo de la captura de reineta (<i>Brama australis</i>) por región administrativa entre 1997 y 2017 debida a la flota de palangre (industrial) de la zona sur-austral.	75
Fig. 18.	Distribución espacial de la captura de <i>B. australis</i> acumulada por celda (t). Período: 1997 a 2017.	78
Fig. 19.	Distribución espacial de la captura de <i>B. australis</i> acumulada por celda (t) debida a la flota de arrastre (arriba izquierda), enmalle (arriba derecha) y espinel (abajo) de la zona centro-sur. Período: 1997 a 2017.	79
Fig. 20.	Distribución espacial de la captura de <i>B. australis</i> acumulada por celda (t) debida a la flota de arrastre (arriba izquierda), espinel (arriba derecha) y palangre (abajo) de la zona sur-austral. Período: 1997 a 2017.	80
Fig. 21.	Gráficos de bigotes de la longitud horquilla (LH, cm) de reineta (<i>Brama australis</i>) por arte de pesca y zona entre 1997 y 2017.	83
Fig. 22.	Gráficos de bigotes de la longitud horquilla (LH, cm) de reineta (<i>B. australis</i>) en la flota de arrastre de la zona centro-sur, por mes y año entre 1997 y 2017.	84
Fig. 23.	Gráficos de bigotes de la longitud horquilla (LH, cm) de reineta (<i>B. australis</i>) en la flota de enmalle-espinel de la zona centro-sur, por mes y año entre 1997 y 2017.	85
Fig. 24.	Gráficos de bigotes de la longitud horquilla (LH, cm) de reineta (<i>B. australis</i>) en la flota de arrastre de la zona sur-austral, por mes y año entre 1997 y 2017.	87
Fig. 25.	Gráficos de bigotes de la longitud horquilla (LH, cm) de reineta (<i>B. australis</i>) en la flota de espinel de la zona sur-austral, por mes y año entre 1997 y 2017.	88
Fig. 26.	Gráficos de bigotes de la longitud horquilla (LH, cm) de reineta (<i>B. australis</i>) en la flota de palangre de la zona sur-austral, por mes y año entre 1997 y 2017.	89

Fig. 27.	Composición de tamaños en las capturas de reineta (<i>B. australis</i>) según arte/zona entre 1997 y 2017 (acumulado).	92
Fig. 28.	Composición de tamaños en las capturas anuales de reineta (<i>B. australis</i>) en la flota de arrastre de la zona centro-sur entre 1997 y 2017.....	93
Fig. 29.	Composición de tamaños en las capturas anuales de reineta (<i>B. australis</i>) en la flota de enmalle-espinel de la zona centro-sur entre 1997 y 2017.....	94
Fig. 30.	Composición de tamaños en las capturas anuales de reineta (<i>B. australis</i>) en la flota de arrastre de la zona sur-austral entre 1997 y 2017.	95
Fig. 31.	Composición de tamaños en las capturas anuales de reineta (<i>B. australis</i>) en la flota de espinel de la zona sur-austral entre 1997 y 2017.....	96
Fig. 32.	Composición de tamaños en las capturas anuales de reineta (<i>B. australis</i>) en la flota de palangre de la zona sur-austral entre 1997 y 2017.....	97
Figura 33.	Curvas de crecimiento obtenidas a partir de los parámetros de crecimiento reportados por los autores indicados.	100
Figura 34.	Distribución de la predicción para ocho variables de historia de vida de <i>Brama australis</i> , así como la distribución predictiva de sus taxones ancestrales (familia Bramidae, orden Perciformes y clase Actinopterygii). Los paneles muestran la distribución de la predicción de 95% para todas las variables del historial de vida en nuestra base de datos: crecimiento (K) y tasa de mortalidad natural (M); peso asintótico (W_{∞}) y longitud asintótica (L_{∞}); edad máxima (t_{max}) y edad de madurez (t_m); y la longitud de madurez (L_m) y la temperatura promedio para la distribución espacial de la especie.....	101
Figura 35.	Islóneas del índice de crecimiento efectivo de reineta entre K y L_{∞} , el intercepto de las líneas rectas representa al índice de crecimiento efectivo (ϕ') de Pauly y Munro (1984), y el punto rojo a los estimados de FishLife. ...	102
Figura 36.	Relación entre el intercepto (beta2) y la pendiente (beta3) de los modelos logísticos que han sido ajustados a datos de madurez de reineta. La pendiente de la línea recta es un estimador de la talla de madurez ($L_m=35,8$ con error estándar=0,3298).....	103
Figura 37.	Relación entre los parámetros de la relación longitud-peso anual disponibles para la reineta (Fuente: IFOP).	104
Figura 38.	Distribución de frecuencia para el steepness (h) de reineta a partir del modelo empírico.	105
Figura 39.	Distribución de probabilidad beta (12,5.6) para generar valores alternativos para el steepness considerado como valor modal el estimado empíricamente (ver texto).....	105

Figura 40. Curvas de selectividad doble-normal en función de la edad, obtenidas a partir de la selectividad por tallas (Tabla 16) y la probabilidad de la talla a la edad. Se compara con la trayectoria de la madurez a la edad en color gris.	107
Figura 41. Relación entre parámetros de historia de vida según 300 simulaciones de poblaciones de reineta.	114
Figura 42. Relación entre parámetros de historia de vida y parámetros de la relación stock-recluta según 300 simulaciones de poblaciones de reineta.	115
Figura 43. Biomasa desovante, reclutamiento y mortalidad por pesca como ejemplo de simulación de una población de reineta según los parámetros fijos, con aleatoriedad autocorrelacionada de los reclutamientos anuales.	117
Figura 44. Talla promedio por flota en el ejemplo de simulación de una población de reineta según los parámetros fijos. La línea horizontal segmentada representa la talla de madurez.	118
Figura 45. Biomasa total, desovante, reclutamiento, mortalidad por pesca y capturas simuladas de reineta proveniente de 5 simulaciones alternativa para la dinámica poblacional explotada para la fase histórica del periodo 2004-2017. La línea representa la mediana de 50 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.	119
Figura 46. Indicador de agotamiento expresado por la razón entre la biomasa desovante en un año dado y la biomasa desovante inexplorada en 1994 para las poblaciones simuladas de reineta en el periodo 1994-2017.	120
Figura 47. Biomasa total, desovante, reclutamiento, mortalidad por pesca, condicionada a las capturas observadas de reineta y proveniente de 5 simulaciones alternativas para la dinámica poblacional explotada para la fase histórica del periodo 2004-2017. La línea representa la mediana de 50 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.	122
Figura 48. Indicador de agotamiento expresado por la razón entre la biomasa desovante en un año dado y la biomasa desovante inexplorada en 1994 para las poblaciones simuladas de reineta condicionadas a las capturas observadas en el periodo 1994-2017.	123
Figura 49. Ejemplo del control de la mortalidad por pesca (arriba) según las reglas de control de la explotación considerando una proyección simple del estimador OCOM y capturas esperadas.	137
Figura 50. Ejemplo de la respuesta proyectada de la biomasa (arriba) del estimador OCOM en relación con las cinco reglas de control de la explotación y probabilidad de lograr la explotación plena (abajo).	138
Figura 51. Escenario E1: biomasa total, desovante, reclutamiento, mortalidad por pesca y capturas observadas de reineta para cinco alternativas de	

dinámica poblacional en la fase histórica (1994-2017). La línea representa la mediana de 50 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.....	141
Figura 52. Escenario E1, biomasa desovante simulada en la fase histórica (rectángulo) y fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.	142
Figura 53. Escenario E1, objetivo de manejo (B/BMSY) en la fase histórica (rectángulo) y fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.	143
Figura 54. Escenario E1, probabilidad de explotación plena en la fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.....	143
Figura 55. Escenario E1, probabilidad de colapso en la fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.	144
Figura 56. Escenario E2, biomasa desovante simulada en la fase histórica (rectángulo) y fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.	145
Figura 57. Escenario E2, objetivo de manejo (B/BMSY) en la fase histórica (rectángulo) y fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.	145
Figura 58. Escenario E2, probabilidad de explotación plena en la fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.....	146
Figura 59. Escenario E2, probabilidad de colapso en la fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.	147
Figura 60. Resumen de los cambios en la biomasa total y desovante de reineta proveniente de la simulación alternativa para la dinámica poblacional explotada para la fase histórica del periodo 2004-2017. La línea representa la mediana de 30 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.....	149
Figura 61. Resumen de los cambios interanuales alternativos en el reclutamiento de reineta proveniente de la simulación alternativa para la dinámica poblacional explotada para la fase histórica del periodo 2004-2017. La línea representa la mediana de 30 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.....	150
Figura 62. Resumen de los cambios interanuales en la mortalidad por pesca y capturas totales de reineta proveniente de la simulación alternativa para la dinámica poblacional explotada para la fase histórica del periodo 2004-	

2017. La línea representa la mediana de 30 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.....	151
Figura 63. Escenario E3: biomasa desovante simulada en la fase histórica (rectángulo) y fase de proyección a 20 años, con la filas representando modelos alternativos de dinámica poblacional de reineta 01 a 10.	153
Figura 64. Escenario E3: objetivo de manejo (B/BMSY) en la fase histórica (rectángulo) y fase de proyección a 20 años, con filas modelos alternativos de dinámica poblacional de reineta 01 a 10.	154
Figura 65. Escenario E3: probabilidad de explotación plena de cada procedimiento de manejo en la fase de proyección a 20 años, con filas representando modelos alternativos de dinámica poblacional de reineta 01 a 10.	155
Figura 66. Escenario E3: probabilidad de colapso de cada procedimiento de manejo en la fase de proyección a 20 años, con la filas representando modelos alternativos de la dinámica poblacional de reineta 01 a 10.	156
Figura 67. Escenario E3: capturas totales calculadas con los procedimientos de manejo.	158
Figura 68. Escenario E3: volatilidad de las capturas totales en función de las reglas de decisión para las simulaciones poblacionales 01, 02, 07 y 09.	159
Figura 69. Escenario E4: biomasa total, desovante, reclutamiento, mortalidad por pesca y capturas de reineta para cinco alternativas de dinámica poblacional en la fase histórica (1994-2017). La línea representa la mediana de 50 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.....	161
Figura 70. Escenario E4: agotamiento para cinco alternativas de dinámica poblacional en la fase histórica (1994-2017). La línea representa la mediana de 50 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.....	161
Figura 71. Escenario E4, biomasa desovante simulada en la fase histórica (rectángulo) y fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.	162
Figura 72. Escenario E4, objetivo de manejo (B/BMSY) en la fase histórica (rectángulo) y fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.	163
Figura 73. Escenario E4, probabilidad de explotación plena en la fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.....	164
Figura 74. Escenario E4, probabilidad de colapso en la fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.	165

Figura 75. Capturas totales calculadas con los procedimientos de manejo.....	166
Figura 76. Escenario E4: volatilidad de las capturas totales en función de las reglas de decisión para las simulaciones poblacionales 01.....	166
Figura 77. Error relativo entre la biomasa del estimador y del simulador, fase de proyección para las simulaciones poblacionales 01, 02, 07 y 09.	168
Figura 78. Error relativo absoluto (MARE) entre la biomasa del estimador y del simulador, fase de proyección para las simulaciones poblacionales 01, 02, 07 y 09.	169
Figura 79. Error relativo promedio de la estimación de mortalidad por pesca por el modelo OCOM en función de las reglas de control. Simulaciones de dinámica 1, 2, 7 y 9.....	171
Figura 80. Error relativo promedio de la estimación de mortalidad por pesca por el modelo OCOM en función de las reglas de control. Simulaciones de dinámica 1, 2, 7 y 9.....	172
Figura 81. Escenario E1: biomasa total, desovante, reclutamiento, mortalidad por pesca y capturas de reineta para cinco alternativas de dinámica poblacional en la fase histórica (1994-2017). La línea representa la mediana de 50 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.....	173
Figura 82. Escenario E1: agotamiento para cinco alternativas de dinámica poblacional en la fase histórica (1994-2017). La línea representa la mediana de 50 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.....	174
Figura 83. Escenario E1: Error relativo y error porcentual absoluto para las estimaciones de biomasa y mortalidad por pesca por el modelo OCOM en la historia de una población agotada.....	175
Figura 84. Escenario E2: biomasa total, desovante, reclutamiento, mortalidad por pesca y capturas de reineta para cinco alternativas de dinámica poblacional en la fase histórica (1994-2017). La línea representa la mediana de 50 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.....	176
Figura 85. Escenario E1: agotamiento para cinco alternativas de dinámica poblacional en la fase histórica (1994-2017). La línea representa la mediana de 50 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.....	177
Figura 84. Escenario E2: Error relativo y error porcentual absoluto para las estimaciones de biomasa y mortalidad por pesca por el modelo OCOM en la historia de una población agotada.....	178

1 Objetivos

Los objetivos que orientan el desarrollo del presente documento son aquellos considerados en las Bases Especiales de Licitación Pública del Proyecto FIPA 2018-25 (Resolución Exenta N° 2313, 26 Junio 2018).

1.1 Objetivo general

Desarrollar, diseñar e implementar la aproximación Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) para la pesquería de reineta desarrollada en la zona centro-sur y sur de Chile.

1.2 Objetivos específicos

- 1.2.1 Desarrollar un modelo operativo que incorpore las principales fuentes de incertidumbre asociadas a la evaluación de stock de reineta.
- 1.2.2 Implementar diferentes opciones de manejo utilizando procedimientos de manejo (PM) empíricos y PM modelo-basado alternativos para la pesquería.
- 1.2.3 Evaluar la efectividad de los procedimientos de manejos para alcanzar el o los objetivos de manejo establecidos para la pesquería por la Ley General de Pesca y Acuicultura.

2 Antecedentes

La reineta (*Brama australis* Valenciennes, 1838) presenta una distribución transzonal en el Océano Pacífico sur, que se extiende desde Nueva Zelandia hasta las costas de Chile (San Martín *et al.* 2017), probablemente asociada a la zona de transición costera (Hormazábal *et al.* 2004) y Zona de Convergencia Subtropical del Pacífico Sur (Haffke y Magnusdottir 2013), que se extiende desde las costas de Chile hasta 150°-160°W donde se distribuyen otras especies como el jurel *Trachurus murphyi* (Evseenko 1987, Bailey 1989). La distribución de la reineta en el Pacífico es similar a la distribución que presenta su equivalente ecológico Pacific pomfret (*B. japonicus*) en el Pacífico Norte (Pearcy *et al.* 1993). Galleguillos *et al.* (2015) mencionan que la reineta posee una carga parasitaria característica de peces oceánicos altamente migratorios. En este contexto, la amplia distribución de *B. australis* determina incertidumbre respecto de la estructura poblacional en el Pacífico Sur, ya que su explotación es más bien localizada y costera (Pavéz *et al.* 1998, Leal 2018), con desafíos tanto para la evaluación de stock como para el manejo de la pesquería en Chile.

La reineta comenzó a ser extraída como una especie objetivo a partir del año 1994, y posteriormente se observó una tendencia creciente en el desembarque hasta 2001. Entre 2002 y 2006 se registró un decrecimiento, para finalmente repuntar hasta lograr desembarques máximos en los años 2014 y 2015 (**Tabla 1**). El aumento en el desembarque se produce por un aumento del esfuerzo de pesca, pero también se postula que ocurrieron cambios en la disponibilidad por procesos migratorios del recurso y que podrían explicar las variaciones observada en los desembarques (Arana 2012). Entre 2013 y 2015 las capturas de reineta obtenidas por la flota artesanal se realizaron principalmente entre Iloca (35°S) y la Isla Guafo (44°S), mientras que para la pesca industrial constituye una especie secundaria entre la Isla Guafo y el Golfo de Penas (47°S). No obstante, la actividad pesquera artesanal se concentra frente al litoral de la Región del Biobío, con Lebu (37°37'LS) como el puerto de desembarque principal. No obstante, se ha documentado que esta flota se desplaza hacia el sur en otoño-invierno para realizar actividad extractiva sobre el recurso en las inmediaciones de la isla de Chiloé y desembarcándose en Calbuco y Carelmapu (Galvez *et al.* 2017, Leal 2019).

Galleguillos *et al.* (2015) encuentran que *B. australis* conforma una sola unidad a lo largo de la costa chilena, sin identificar y delimitar más de una unidad demográfica como parte de esta gran agrupación reproductiva. Aunque se reconocen zonas distintas en términos de la magnitud de las capturas, rendimiento de pesca y presencia de reineta en la costa chilena, dicho patrón espacial también se refleja en

la estructura de tamaños, peso promedio y crecimiento de los ejemplares capturados (Arancibia *et al.* 2017). Los ejemplares tienden a ser de mayor tamaño en las inmediaciones de Lebu comparados con aquellos capturados en las cercanías de Chiloé, diferencias que también se observa en la actividad de la flota industrial que captura reineta como fauna acompañante (Gálvez *et al.* 2017).

Tabla 1. Desembarques de reineta *Brama australis* en Chile por la pesquería artesanal, industrial y de barcos fábrica (Fuente: Leal 2018 y SERNAPESCA).

Año	Artesanal	Industrial	Barcos Fábrica	Total
1994	1182	4	0	1186
1995	3907	23	0	3930
1996	5182	403	0	5585
1997	5721	277	0	5998
1998	5925	407	0	6332
1999	6714	114	0	6828
2000	7938	221	0	8159
2001	14429	727	0	15156
2002	4393	36	0	4429
2003	2598	47	0	2645
2004	3527	237	0	3764
2005	12469	238	0	12707
2006	2343	174	0	2517
2007	3569	174	0	3743
2008	6112	48	0	6160
2009	15088	77	34	15199
2010	16847	62	68	16977
2011	25761	3035	18	28814
2012	20386	2693	0	23079
2013	11254	687	14	11955
2014	33059	2880	36	35975
2015	29911	4294	216	34420
2016	25051	2361	229	27641
2017	22522	2485	288	25295
2018	25348	2498	22	27868

Galleguillos *et al.* (2015) proponen un modelo conceptual que da cuenta de la conectividad del recurso entre el hábitat costero y oceánico, y se infiere que *B. australis* realiza una migración reproductiva fuera de la costa. Leal *et al.* (2017) indican la ausencia de hembras con signos de desove reciente (i.e., hembras en post-desove) o inminente (hembras hidratadas) en la zona costera de Chile central (ver también Gálvez *et al.* 2017), lo que apoya la hipótesis que el desove se produce fuera del rango de operación de la flota, probablemente en aguas oceánicas (Leal y Oyarzún 2003). Un modelo similar fue

planteado por Arancibia *et al.* (2017), planteándose: i) zonas de desove ubicadas en aguas oceánicas (más allá del área de operación de la flota); ii) zonas de crianza ubicadas también en el océano abierto; iii) zona de reclutamiento ubicada en zonas de pesca frente a Chiloé; y, iv) zonas de alimentación y crecimiento ubicadas principalmente en zonas más productivas, hasta 36°S (Región del Biobío). Se indica además que la dinámica poblacional de la reineta dependería de procesos de inmigración de reclutas a la zona costera y de la emigración fuera de la costa por los adultos, permaneciendo en las áreas costeras más productivas como zonas de alimentación. Leal (2018) propusieron un modelo conceptual para la estructura del stock que permita sustentar la evaluación de stock ya sea con métodos basados en captura o estructurados por edad.

Según Leal (2018), los adultos de *B. australis* localizados en las cercanías de Lebu realizan una migración reproductiva hacia aguas oceánicas en otoño-invierno, para desovar y conformar un área de desove. Al desarrollarse los huevos y larvas, la zona de crianza se localizaría también en el océano abierto, y conforme llegan a juveniles ingresarían desde aguas oceánicas a la zona costera y reclutarían en las zonas de pesca frente a Chiloé en los meses de otoño e invierno. Posteriormente, estos individuos comienzan una migración en sentido sur-norte por la costa, hacia la zona más productivas de la Región del Biobío creciendo en talla y acumulando energías para la maduración gonadal. Por lo tanto, esta última zona podría considerarse como área de alimentación y crecimiento. Una vez maduros, los individuos completan el ciclo iniciando la migración invernal para desovar en aguas oceánicas.

No obstante lo anterior, es factible que los efectos de una pesca localizada e importante pueda ser detectada en la composición de tallas de la fracción explotada, como también en la magnitud y variación de las capturas de las flotas que están operando sobre el recurso en los extremos de su distribución. Si la conectividad que se establece entre el uso de diferentes hábitat (reproductivo, crianza y alimentación) se constituye en un ciclo relativamente regular, entonces los efectos de la pesca sobre las clases anuales en la fracción explotable de *B. australis* podrían ser detectados. Este marco teórico sustenta el enfoque metodológico utilizado en este estudio, al proponer un modelo de dinámica poblacional que considera a una gran y única población de *B. australis* frente a Chile y que la mayor fuente de mortalidad por pesca se debe a la ejercida por la actividad pesquera que se desarrolla en la zona costera frente a Chile, principalmente por pescadores artesanales y secundariamente por la pesca industrial.

2.1 Evaluación de Estrategias de Manejo

Al considerar la incertidumbre en la estructura poblacional y dinámica poblacional de *B. australis*, y aunque se ha estado documentando un procedimiento de manejo (PM) para la pesquería (Leal 2018, Leal 2019), se puede constatar que para la pesquería de *B. australis* dicho PM aún no se implementa al constatar que no existe ninguna resolución que establezca cuotas, veda, ni talla mínima para su extracción. La pesquería de reineta está siendo administrada bajo el régimen general de acceso asimilado a un estado de plena explotación¹, y está suspendida la inscripción del recurso en el Registro Pesquero Artesanal (RPA) así como la recepción de solicitudes y el otorgamiento de autorizaciones industriales hasta el año 2022².

En este contexto, y dado que existen antecedentes respecto del crecimiento en longitud y peso con la edad, la madurez y mortalidad natural de *B. australis*, y se está avanzando desde un enfoque de evaluación basada sólo en datos de desembarque hacia una evaluación estructurada por edad (Leal 2018, 2019), aún persiste incertidumbre considerando los criterios y uso de datos e información disponible, particularmente histórica, debido a representatividad y cobertura del muestreo; así como respecto de si los índices de rendimiento podrían estar reflejando cambios en disponibilidad local más que abundancia (Gálvez *et al.* 2017).

La Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM), es un enfoque de evaluación para procedimientos de manejo sobre la base de simulaciones de ciclo cerrado con retroalimentación (Butterworth 2007, Punt *et al.* 2016). La EEM permite identificar la(s) estrategia(s) de explotación con mejor desempeño bajo incertidumbre, considerando errores de medición, errores de proceso, e incertidumbre estructural en la modelación (Butterworth 2007, A'mar *et al.* 2010, Kronlund *et al.* 2012). Al momento de establecer un objetivo de manejo y operacionalizar dichos objetivos a través de un procedimiento de manejo de la pesquería, entonces es factible evaluar la eficacia bajo incertidumbre (Smith 1994).

De esta manera, la EEM intenta modelar todo el sistema de manejo considerando los siguientes pasos:

¹ Artículo 14, LGPA.

² Res.Ex. N°4405, año 2017.

- 1) Condicionar uno o varios modelos operativos (MOs) para representar al stock y la pesquería objeto de estudio. Los MOs representan el sistema real y simulan la dinámica de la población, la pesquería y el proceso de recopilación de datos (sistema real).
- 2) Los datos simulados son utilizados en un modelo de evaluación de stock (SAM, por su sigla en inglés: stock assessment model) y permite estimar el estado del stock (sistema percibido).
- 3) Las variables de estado o indicador del stock se utiliza en una regla de control para la explotación (HCR, por su sigla en inglés: harvest control rule), cuyo objetivo es determinar los límites de captura o mortalidad por pesca permitida.
- 4) La captura permitida en (3) impacta al sistema real (representado por el(los) MO(s)).
- 5) Los pasos 1 al 4 se repiten por un número de años finito y número de simulaciones.
- 6) Una vez terminada las simulaciones, se compara la eficacia o desempeño de los diferentes PM (es decir, Datos + SAM + HCR) para decidir cuál de ellos cumple con los objetivos de manejo.

Una HCR se define como un conjunto de reglas específicas para determinar una acción de manejo sobre la base de un indicador ya sea para fijar una Captura o una Mortalidad por Pesca. Usualmente el indicador está relacionado con el estado del recurso, el cual puede provenir de un modelo de estimación (Procedimiento de Manejo modelo-basado) o directamente de los datos disponibles (Procedimiento de Manejo empírico). De esta manera, un PM se puede diferenciar de otro ya sea por los datos que se utilizan y cómo se utilizan, el modelo de evaluación de stock o por el diseño de la HCR.

La evaluación de las consecuencias de diferentes PMs involucra modelar escenarios plausibles de la dinámica verdadera subyacente de la población de interés y el impacto de su explotación en el corto, mediano y largo plazo. En este contexto, los modelos operativos son utilizados para representar dicha dinámica en los ensayos de simulación y para generar datos del monitoreo del recurso cuando es proyectado hacia el futuro. Estos modelos capturan el conocimiento histórico a través de la información disponible, pudiendo incluso plantear hipótesis alternativas para las cuales no se tienen datos; por ejemplo, la relación stock-recluta, selectividad, descartes, sub-reportes o condiciones ambientales que podrían afectar los reclutamientos futuros (Kell *et al.* 2006). La EEM permite identificar las estrategias de manejo que se desempeñan mejor y ofrecen mayor certeza en alcanzar los objetivos planteados. En este sentido, la implementación de esta aproximación es consistente con la aplicación del principio precautorio al considerar las diferentes fuentes de incertidumbre que han sido identificadas (Butterworth 2007).

3 Metodología de trabajo

3.1 Enfoque de trabajo específico para este estudio

El enfoque de general que se utilizó en este estudio consistió en consultar y someter a discusión con una contraparte técnica los hitos, supuestos y resultados parciales que se lograban. La contraparte técnica estuvo representada por personal de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, y en cada sesión se convocó a investigadores y profesionales del Instituto de Fomento Pesquero. Este enfoque permitió avanzar considerando los requerimientos reales orientados a la posterior implementación del desarrollo enfoque de EEM y nuevos PM, poniendo énfasis en el(los) PM(s) que se han estado documentando al momento de establecer el diagnóstico del estado del recursos y de la pesquería. El enfoque metodológico se resume en la Figura 1, y da cuenta de la relación entre componentes metodológicos propios de cada objetivo específico.

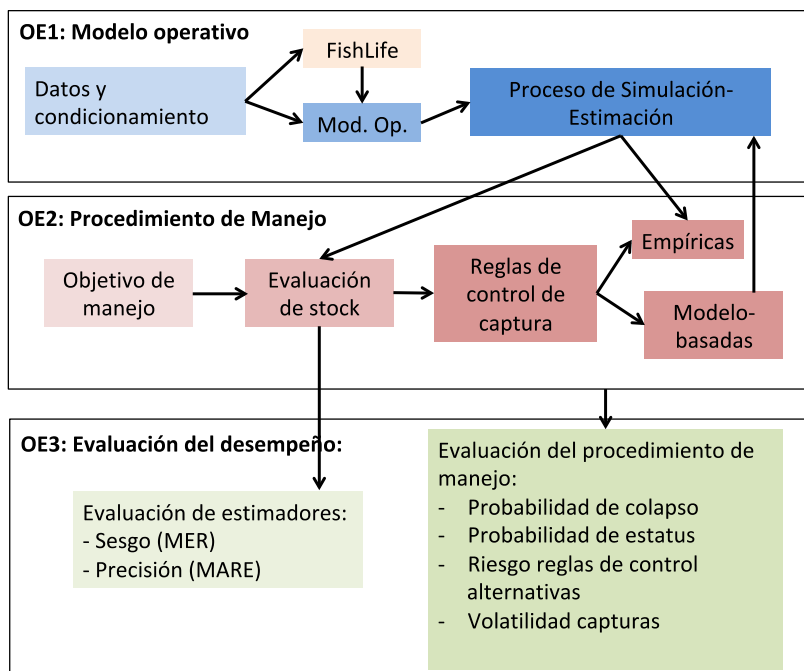


Figura 1. Enfoque de la propuesta metodológica general, mostrando las relaciones entre componentes/metodologías/resultados de cada objetivo específico (ver texto).

Para dar cuenta del primer objetivo específico, la metodología comprende las siguientes etapas:

- a) **Datos y condicionamiento del modelo operativo:** Fueron solicitados datos e información biológico-pesquera de *Brama australis* que estuviesen disponible en SUBPESCA, FIPA, IFOP, SERNAPESCA, asociada a reportes e informes de proyectos como publicaciones en revistas de corriente principal. Se entiende que los proyectos FIPA 2013-21 y FIPA 2015-20 compilaron y sistematizaron gran parte de los datos e información, y constituirán las bases iniciales a revisar y adecuar en el contexto de alimentar y condicionar el modelo operativo.

El(los) modelo operativo(s) (MO) se basó en las ecuaciones y elementos que componen el modelo de simulación de dinámica poblacional estructurada por edad LIME (Length-based Integrated Mixed Effects) de Rudd y Thorson (2018). Sin embargo, se destaca que aquí un MO es específico para *B. australis*, en términos de configurar escenarios estructurales alternativos considerando la incertidumbre en los parámetros de historia de vida y función de producción de juveniles (diferentes modelos operativos), tal que permita evaluar la robustez tanto de los estimadores como del procedimiento de manejo en su conjunto.

Asimismo, la estructura de covarianza de los parámetros se basó en la estimación de parámetros de historia de vida con el paquete *FishLife* disponible para el lenguaje R (<https://github.com/James-Thorson/FishLife>), desarrollado por Thorson et al. (2017), y que permite predicciones del ciclo de vida de peces condicionadas a la taxonomía y los datos de historia de vida de los peces de todo el mundo. Este paquete también contiene predicciones (e intervalos de predicción) de mortalidad, madurez, tamaño y parámetros de crecimiento.

- b) **Simulación-estimación:** Una vez condicionado el(los) MO(s) en términos de un Caso Base y escenarios alternativos de configuración, y establecida la conexión con el modelo de estimación y la(s) regla(s) de control (Objetivo Específico 2), se realizó el proceso de simulación-estimación con retroalimentación de ciclo cerrado (ver detalles en la sección correspondiente a la metodología por objetivo específico).

Los aspectos metodológicos y etapas relacionadas con el Objetivo Específico 2, dicen relación con:

- a) **Objetivo de manejo:** Espíndola *et al.* (2017) y posteriormente Leal (2018, 2019) utilizaron un marco biológico para la explotación según los lineamientos generales establecidos por Paya *et al.* (2014) en base a la Ley General de Pesca y Acuicultura, el objetivo de manejo se precisó en términos operacionales con puntos biológicos de referencia.

- b) **Modelo de Estimación:** Comprende el modelo de evaluación de stock que está siendo utilizado para determinar el estatus de reineta. Espíndola *et al.* (2017), Leal (2018, 2019) utilizan el método OCOM (Optimized Catch Only Method) de Zhou *et al.* (2013) para evaluar el estatus de la reineta. Aunque en la Oferta Técnica se propuso considerar métodos basados en talla LBSPR de Hordyck *et al.* (2015) y Hordyck *et al.* (2016) y LBB de Froese *et al.* (2018), el trabajo con la contraparte técnica sugirió evaluar el PM documentando; esto es, datos de desembarque, OCOM, y la estrategia de mortalidad por pesca constante según el objetivo de manejo.

- c) **Reglas de control de la explotación:** Las reglas de control empíricas fueron todas aquellas que están basada en la historia de las capturas y/o en la composición por tallas de las capturas, donde no media un modelo de evaluación de stock para estimar las variables de estado del recurso y posterior estimación de una captura biológicamente aceptable. Esta última, constituyen reglas basadas en modelo, y se asume que éstos proveen de la mejor evaluación del estatus dada las condiciones de datos e información disponibles. Las reglas de control de la explotación orientadas a cumplir con el objetivo de manejo fueron discutidas y analizadas con la contraparte técnica en reuniones de trabajo consultivas.

En el caso del Objetivo Específico 3, los componentes metodológicos a tratar dicen relación con:

- a) **Evaluación de la eficacia de modelos de estimación:** El desempeño del modelo de estimación OCOM en términos de sesgo y precisión, utilizando modelos operativos.
- b) **Evaluación de la eficacia del procedimiento de manejo:** Corresponde a la evaluación del desempeño del procedimiento de manejo completo descrito en el objetivo anterior, y que consistirá en la probabilidad de mantener el estatus por parte de la regla de control de la explotación, cálculo de probabilidad de colapso, riesgo relativo de estrategias de explotación alternativas, y la volatilidad de las capturas.

3.2 Resumen de acuerdos logrados en reuniones y talleres de carácter consultivo con la contraparte técnica

Como se mencionó en la sección anterior, el proyecto avanzó a través de reuniones y talleres de trabajo. En dichas instancias se sometieron a discusión los avances y resultados preliminares con la

contraparte técnica de Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SUBPESCA) y un equipo de evaluadores de stock del Instituto de Fomento Pesquero (IFOP). Los acuerdos y recomendaciones s reuniones y talleres ejecutados se resumen a continuación:

3.2.1 Reunión de Coordinación

Fecha y lugar : 6 de diciembre de 2018, FIPA, Valparaíso.

Objetivos : La primera reunión se realizó el 6 de diciembre de 2018, correspondiente a la reunión de coordinación, cuyo objetivo fue presentar el plan de trabajo, metodologías y procedimientos relevantes para los fines del estudio, además de coordinar las actividades a realizar con el FIPA y la contraparte técnica.

Acuerdos : La contraparte técnica quedó a cargo del Sr. Jorge Farías, Coordinador de la Unidad de Pesquerías Demersales, División de Administración Pesquera de SUBPESCA. Además, se discutió el enfoque metodológico represente el proceso de manejo actual y que la herramienta EEM simule el proceso de toma de decisiones completo, incluyendo la regla de decisión bajo incertidumbre. Por último, se acordó la agenda de las reuniones y talleres, y se identificó al equipo de evaluadores de stock y encargados del seguimiento de la pesca industrial y artesanal del Instituto de Fomento Pesquero. Precisamente, uno de los acuerdos fue fijar la primera reunión para el día 4 de enero de 2019.

Participantes : Sr. Luis Carroza (FIPA), Sr. Jorge Farías (SUBPESCA), Sta. María Jesús Gálvez (SUBPESCA), Sr. Rubén Alarcón, Sr. Luis Cubillos (Equipo de Trabajo del Proyecto).

3.2.2 Primera Reunión de trabajo

Fecha y lugar : 4 de enero de 2019, Dinamarca 399, Cerro Panteón, Valparaíso.

Objetivos : a) Indagar en fuentes de datos e información adicional que esté disponible para la pesquería de reineta, b) Consultar sobre medidas de manejo y regulaciones que estén siendo contempladas en el corto plazo para la pesquería de reineta; y, c) acordar modelos de evaluación de stocks y reglas de control empíricas y basadas en modelos.

Acuerdos : Se acordó traspasar los datos disponibles hasta 2017, que dado el tiempo de ejecución del proyecto, serían los datos validados y que podrían ser de utilidad para condicionar el modelo operativo (MO). Se acordó descartar las reglas de control tipo escalera ya que considera saltos entre un estado y otro y no serían razonables ya que la transición de un estado a otro es un proceso continuo. Ya que es probable que en un futuro la asignación de cuotas se haga por flotas más que por áreas, es deseable que el modelo

operativo incorpore tres artes de pesca; a saber: a) arrastre de media agua industrial, b) espinel artesanal, y c) enmalle artesanal. Las capturas o desembarques por flota se pueden discriminar desde 2007 al 2017, y se recomienda utilizar este periodo de tiempo para condicionar el MO.

Participantes : Sr. Jorge Farías, Sr. Víctor Espejo, Sr. Alan Gómez, Sr. Lorenzo Flores, Sra. Aurora Guerrero, Sr. Marcos Troncoso (SUBPESCA), Sr. Elson Leal, Sr. Patricio Gálvez, Sr. Ignacio Payá, Sr. Jorge Sateler (IFOP), Sr. Rubén Alarcón, Srta. Daniela Yepsen, Sr. Luis Cubillos (Equipo de Trabajo del Proyecto).

3.2.3 Segunda Reunión de Trabajo

Fecha y lugar: 6 de mayo de 2019, Dinamarca 399, Cerro Panteón, Valparaíso.

Objetivos: Inducción sobre las herramientas para la reproducción de resultados del enfoque EEM con R Markdown y RStudio.

Acuerdos: Se aclara y se acuerda que la inducción sobre el uso práctico del enfoque EEM sea implementada una vez se cuente con el(los) MO(s) y los procesos de simulación del proceso de manejo, y que esta fase sea planificada durante la fase de seis meses después de aprobado el informe final, que de acuerdo a las bases tanto el experto nacional como internacional deberá asegurar su disponibilidad. Se debe buscar la mejor forma para resguardar esta fase inédita en proyectos FIPA.

Participantes: Sr. Jorge Farías, Sr. Víctor Espejo, Sr. Alan Gómez, Sr. Lorenzo Flores, Sr. Marcos Troncoso (SUBPESCA), Sr. Elson Leal, Sr. Patricio Gálvez, Sr. Ignacio Payá, Sr. Jorge Sateler (IFOP), Sr. Rubén Alarcón, Srta. Daniela Yepsen, Sr. Luis Cubillos (Equipo de Trabajo del Proyecto).

3.2.4 Taller de Trabajo sobre condicionamiento del Modelo Operativo

Fecha y lugar : 6 al 8 de mayo de 2019, Dinamarca 399, Cerro Panteón, Valparaíso.

Objetivos : a) Analizar la incertidumbre de los parámetros de historia de vida para el condicionamiento de modelos operativos de reineta; b) Discutir un condicionamiento inicial de un MO para reineta; c) Demostrar enfoques de evaluación alternativos para la evaluación de reineta; a saber: LBSPR, OCOM y CMSY; y, d) Acordar fuentes de incertidumbre adicional a considerar en el(los) MO(s) que puedan ser consideradas a través de un plan de mejoramiento continuo.

Acuerdos : a) Respecto de los parámetros de historia de vida, el MO debería considerar diferentes longevidades (edad máxima) en función de los parámetros de crecimiento y mortalidad; b) El MO debe incluir una selectividad que represente la emigración de ejemplares longevos fuera de la costa en vez de la

logística; c) incluir la selectividad para cada una de las tres flotas participantes; c) Condicionar la magnitud del reclutamiento promedio no explotado mínima que permita un rango de agotamiento entre 10 y 90% de la biomasa desovante al 2017; d) Considerar que en las pesquerías se está observando un rango de edades acotado a peces de entre 1 a 9 años de edad a través de una matriz de error de edad; e) El MO debe considerar la incertidumbre en los parámetros de historia de vida y procesos sin que el analista sepa a priori la productividad a modo de evaluar el procedimiento de manejo; f) Analizar opciones para incluir subreporte en la estadística de desembarque artesanal.

Participantes : Sr. Jorge Farías, Sr. Víctor Espejo, Sr. Alan Gómez, Sr. Lorenzo Flores, Sra. Aurora Guerrero, Sr. Marcos Troncoso, Darío Rivas (SUBPESCA), Sr. Elson Leal, Sr. Patricio Gálvez, Sr. Ignacio Payá, Sr. Jorge Sateler (IFOP), Sr. Rubén Alarcón, Srta. Daniela Yepsen, Sr. Luis Cubillos (Equipo de Trabajo del Proyecto).

3.2.5 Taller de Trabajo sobre reglas de control y evaluación de la eficacia del procedimiento de manejo actual.

Fecha y lugar : 22 de noviembre de 2019³, Dinamarca 399, Cerro Panteón, Valparaíso.

Objetivos : a) Discutir la propuesta de reglas de control al procedimiento de manejo actual; b) Analizar la evaluación de los procedimientos de manejo y la eficacia del estimador OCOM.

Acuerdos : a) Incorporar indicadores de desempeño la estructura de la biomasa en las proyecciones, ya que no da lo mismo si son juveniles o adultos; b) Se quiere que el recurso se recupere para obtener mayores capturas, y que sea sostenible en el tiempo; c) Modificar algunas de las reglas y permitir que partan desde el 10% de la BD0 (es decir al 25%); d) Realizar las proyecciones a partir de escenarios más pesimistas, lo importante es saber si en un escenario adverso la reineta se puede recuperar con las distintas estrategias; e) Se acordó analizar la eficacia según consistencia en la dinámica de poblaciones, más que considerar “ciegamente” la totalidad de casos alternativos, pero considerar también que a Subpesca le interesan resultados que sirvan para el manejo bajo incertidumbre; f) Repetir los resultados con las modificaciones sugeridas a las reglas.

Participantes : Sr. Jorge Farías, Sr. Alan Gómez, Sr. Lorenzo Flores, Sr. Marcos Troncoso, Darío Rivas (SUBPESCA), Sr. Elson Leal, Sr. Patricio Gálvez, Sr. Ignacio Payá, (IFOP), Sr. Rubén Alarcón, Srta. Daniela Yepsen, Camila Sagua, Sr. Luis Cubillos (Equipo de Trabajo del Proyecto).

³ El taller fue reprogramado y acotado considerando las externalidades asociadas por la contingencia de la movilización social.

3.2.6 Tercera Reunión de trabajo

Esta reunión de trabajo se realizó el 5 de diciembre en dependencias de Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, y tuvo por objetivo comunicar las modificaciones que se realizaron a las reglas de control modelo basada. En la reunión participó el Sr. Marcos Troncoso por parte de la contraparte técnica y Sr. Luis Cubillos por el equipo de trabajo. Se acordó utilizar las reglas modificadas ya que generan un mayor contraste para evaluar alternativas de recuperación del stock y la pesquería ante una situación ya sea de agotamiento o de sobreexplotación (ver Sección 3.2 y resultados).

3.3 OB1: Desarrollo de un modelo operativo que incorpore las principales fuentes de incertidumbre asociadas a la evaluación de stock de reineta.

Con el objeto de identificar fuentes de incertidumbre asociadas a la evaluación de stock de reineta, se compiló datos, información contenida en bases de datos de seguimiento de las pesquerías nacionales (capturas, fauna acompañante, frecuencia de tallas) así como resultados relativos a parámetros de historia de vida (crecimiento, madurez, mortalidad), tal que permitan evaluar la factibilidad de uso en el contexto de la evaluación de stock.

3.3.1 Datos de la pesquería

Los datos e información de la pesquería de reineta provienen de las bases de datos del “Programa de Seguimiento de Pesquerías Demersales Zona Centro-Sur” y “Programa de Seguimiento de Pesquerías Demersales Zona Sur-Austral”, los que son ejecutados por el Instituto de Fomento Pesquero (IFOP). Adicionalmente, se revisó datos e información de la pesquería disponible en los proyectos financiados por el Fondo de Investigación Pesquera y Acuicultura (FIPA), y particularmente FIPA 2015-20 “Actualización de parámetros de historia de vida de reineta (*Brama australis*) en aguas nacionales” (Arancibia et al., 2017), que colectó datos del recurso en el año 2016.

3.3.1.1 Análisis de la cobertura espacial y temporal de las capturas

Para analizar la cobertura espacial de las capturas, se utilizó los registros de captura por lance de pesca y se asignó a celdas de 15 millas nauticas de longitud por 20 millas nauticas de latitud. Al interior de cada celda se calculó a captura acumulada por año, por arte de pesca y global en el periodo 1997-2017.

3.3.1.2 Composición de tamaños de la captura

La composición por tallas mensuales en las capturas históricas (en número) se determinó de acuerdo con la suma de las frecuencias de tallas obtenidas de cada embarcación muestreada en el mes respectivo. Sin embargo, debido a que algunas embarcaciones operaron en áreas en que la estructura de tallas fue distinta a la estructura de tallas de otras embarcaciones operando en otras áreas, entonces a la frecuencia de tallas de cada embarcación muestreada se le asignó un ponderador, el que está dado por la razón entre la captura de la embarcación muestreada y el peso de la muestra medida, esto es,

$$FP_i = \frac{C_i}{WM_i} \quad \dots 1)$$

donde: FP_i es el factor ponderador para las frecuencias de tallas que se estima del barco i , C_i es la captura (toneladas) de la embarcación i muestreada, y WM_i es el peso de la muestra obtenida de la embarcación i .

Por lo tanto, la frecuencia mensual a una longitud dada está dada por la siguiente expresión

$$f_{t,j} = \sum_{i=1}^n f_{i,t,j} \cdot FP_i \quad \dots 2)$$

donde: $f_{i,j}$ es la frecuencia de la longitud j en el mes t ; $f_{i,t,j}$ es la frecuencia de la longitud j en el mes t del barco i ; FP_i es el factor ponderador para el barco i ; n es el número total de frecuencias de tallas obtenidas en el mes t .

El procedimiento descrito genera distribuciones de frecuencia de tallas insesgadas con respecto a la magnitud de las capturas de las embarcaciones muestreadas. Luego de obtenida la distribución de frecuencias de tallas para el mes t , entonces la composición por tallas del desembarque se estima expandiendo la distribución de frecuencias de tallas al desembarque, según el siguiente factor de expansión:

$$FE_t = \frac{C_t}{\sum_{j=1}^n w_{j,t} f_{j,t}} \quad \dots 3)$$

donde: FE_t es el factor de expansión en el mes t ; C_t es la captura (o desembarque) en el mes t (toneladas); $w_{j,t}$ es el peso promedio de los ejemplares de la clase de longitud j en el mes t que se obtiene de la relación talla-peso especie-específica; $f_{j,t}$ es la frecuencia de ejemplares de la clase de longitud j en el mes t .

Posteriormente, el factor de expansión se multiplica por cada una de las frecuencias de los ejemplares de cada clase de longitud para obtener la composición por tallas en el desembarque. Los procedimientos descritos son aplicados para los desembarques obtenidos por la flota artesanal y por la flota industrial, así como por regiones.

3.3.2 Parámetros de historia de vida

Esta sección tiene por objeto identificar las fuentes de incertidumbre asociadas a los parámetros de historia de vida disponibles para la reineta en Chile, tal que permita acondicionar el(los) modelo(s) operativo(s) de simulación.

La asesoría técnica para el manejo utiliza modelos de dinámica poblacional que se sustentan en procesos biológicos básicos que incluyen la tasa de mortalidad natural, crecimiento corporal, madurez y producción de juveniles que reclutan a la fracción explotable. Estos procesos son fundamentales y pueden ser representados a través de un conjunto de modelos básicos, cuyos parámetros pueden ser estimados utilizando varios métodos y podrían estar sujetos a cierto grado de incertidumbre. Dichas invariantes, combinadas con la teoría evolutiva podría permitir la estimación de dichos parámetros para especies poco estudiadas (Thorson *et al.* 2017).

Por otra parte, los parámetros que determinan la producción de juveniles a partir del potencial reproductivo de las especies se resumen en la relación stock-recluta. Estos parámetros pueden ser deducidos a partir del concepto y parámetro de *steepness* y el nivel de reclutamiento promedio no explotado. A su vez, la variabilidad del reclutamiento queda definido por la varianza y grado de correlación serial del proceso (Rudd *et al.* 2018). El método comparativo y el meta-análisis de los parámetros de la relación stock-recluta fueron estudiados para aventurar el grado de relación existente con los parámetros de historia (Myers 2001, Goodwin *et al.* 2006, Thorson *et al.* 2014, Wiff *et al.* 2017).

Por lo tanto, el objetivo de esta sección fue analizar la consistencia en los parámetros de historia de vida que han sido estimados para la reineta, con el propósito de proveer de estimaciones que tomen en cuenta la estructura correlacionada de dichos parámetros a través de un modelo integrado que toma en cuenta la covarianza evolutiva entre parámetros de historia de vida de Thorson *et al.* (2017). Seguidamente, es nuestra intención deducir los parámetros de la relación stock-recluta utilizando modelos empíricos basados en meta-análisis (Goodwin *et al.* 2006, Wiff *et al.* 2017).

La consistencia de los parámetros de historia de vida se analizó con *FishLife* para R de Thorson et al. 2017)⁴. Este es un modelo evolutivo integral de parámetros de historia de vida, ajustado a mediciones de tallas, crecimiento, mortalidad y madurez disponibles en FishBase (Froese 1990). El modelo predice un vector de parámetros de historia de vida x_g a lo largo de linajes filogenéticos utilizando una caminata aleatoria multivariada, i.e.,

$$x_g \sim MVN(x_{p(g)}, \Sigma_{l(g)}) \quad \dots 4)$$

donde $p(g)$ es el pariente taxonómico del taxón g ; por ejemplo, si X_g son los valores de la historia de vida promedio para el género *Brama*, entonces $x_{p(g)}$ son los valores promedio para la familia Bramidae. En tanto, $\Sigma_{l(g)}$ es la covarianza evolutiva entre parámetros de historia de vida. Para la asociación de un rasgo (por ejemplo, mortalidad natural M y otros rasgos; i.e., peso asintótico W_∞) se utiliza MAR (major axis regression) lo que implica una descomposición en valores y vectores propios (eigen values y eigen vectors) de la covarianza evolutiva.

Los pasos involucrados fueron:

- a) Obtener estimaciones para *Brama australis* con FishLife.
- b) Actualizar las estimaciones de los parámetros de historia de vida del paso anterior, utilizando los parámetros de historia de vida disponibles para la reineta; a saber: Moyano et al. (2017), Arancibia et al. (2015), Oyarzún et al. (2017), Galleguillos et al. (2015).

En términos de la talla de madurez (L_m), para la reineta las estimaciones disponibles se han realizado considerando el siguiente modelo logístico:

⁴ <https://github.com/James-Thorson/FishLife>

$$m_l = \frac{1}{1 + \exp(-(\beta_2 + \beta_3 l))} \quad \dots 5)$$

donde la talla de madurez se estima por:

$$L_m = -\beta_2 / \beta_3 \quad \dots 6)$$

Se recopiló los parámetro β_2 y β_3 disponibles, y se relacionaron entre sí utilizando un modelo lineal; i.e.,

$$-\beta_2 = a + b\beta_3 \quad \dots 7)$$

donde: $b = \widehat{L}_m$, es la estimación de talla de madurez promedio.

Al considerar los parámetros de la relación stock-recluta es importante el *steepness* (h), el nivel de reclutamiento promedio inexplorado (R_0), la varianza del reclutamiento (σ_R^2) y la estructura correlacionada de los reclutamientos (ρ_s). El *steepness* mide la fracción de reclutamiento promedio inexplorado cuando la biomasa reproductiva/desovante se reduce al 20% del nivel de biomasa desovante no explotada, y constituye un umbral a partir del cual el reclutamiento comienza a disminuir más rápido debido a los efectos independientes de la densidad (Mace y Doonan 1988, Mangel *et al.* 2010). El nivel de reclutamiento inexplorado producirá un nivel de biomasa desovante promedio inexplorada (S_0), y bajo el supuesto de parámetros de historia de vida invariantes, se puede estimar a partir la biomasa desovante por recluta no explotada, i.e.,

$$s_j = \begin{cases} 1 & j = 1 \\ s_{j-1} \exp(-M) & j = 2, \dots, A \end{cases} \quad \dots 8)$$

y

$$\varphi_0 = \sum_{j=1}^A m_j w_j s_j e^{-\tau M} \quad \dots 9)$$

donde s_j es la sobrevivencia relativa por recluta a la edad j , φ_0 es la biomasa desovante no explotada por recluta (i.e., cuando $F=0$), m_j es la madurez a la edad j , w_j es el peso promedio a la edad j , M es la tasa de mortalidad natural, y τ es la época del desove como una fracción del año (fijo en $\tau=0.75$). Una vez obtenido φ_0 , la biomasa desovante no explotada se estima por $S_0 = \varphi_0 R_0$.

Las desviaciones anuales del reclutamiento (ε_i), se asume pueden seguir una distribución normal modulados por la desviación estándar del reclutamiento; i.e.,

$$\varepsilon_i \sim N(0, \sigma_R) \quad \dots 10)$$

De esta manera, el reclutamiento anual (R_i) puede ser simulado por:

$$R_i = \mu_R \exp(\varepsilon_i) \quad \dots 11)$$

donde μ_R es el valor esperado del reclutamiento. Bajo esta formulación se asume efectos aleatorios multiplicativos independientes de las variaciones del reclutamiento lo que determina una distribución lognormal. Sin embargo, muchas veces las variaciones del reclutamiento están auto-correlacionadas (Thorson *et al.* 2014) y, en consecuencia:

$$\varepsilon_i = \rho_s \varepsilon_{i-1} + \sqrt{1 - \rho_s^2} \delta_i \quad \dots 12)$$

donde ρ_s mide el grado de correlación serial y $\delta_i \sim N(0, \sigma_R)$.

Para el valor esperado del reclutamiento se consideró el modelo stock-recluta de Beverton y Holt y re-parametrizado según Cope y Punt (2019), i.e.,

$$R_i = \frac{R_0 S_{i-1}}{S_0} \frac{4h}{(1-h) + (5h-1)S_{i-1}/S_0} \quad \dots 13)$$

donde: R_0 es el reclutamiento promedio no explotado, S_0 es la biomasa desovante no explotada, generada por R_0 , y h es el *steepness*.

Si bien es cierto estos parámetros son los más inciertos para *Brama australis*, es necesario contar con estimaciones educadas que permitan condicionar el(los) modelo(s) operativo(s). Para determinar el *steepness* se utilizó el modelo de Wiff et al. (2016), i.e.,

$$\text{logit}(u_i) = \log((h - 0.2)/(1 - h)) = 2.706 - 3.698 \times (Lm/L_\infty) \quad \dots 14)$$

donde *logit* es la transformación logit. Para la correlación serial del reclutamiento se utilizó el valor encontrado por Thorson et al. (2014) para los Perciformes.

Se utilizó $\sigma_R = 0.4$ como valor de compromiso (Rudd et al. 2018), asumiendo que la variabilidad ambiental es mayor que la denso-dependencia asociada con la relación stock-recluta. El valor de reclutamiento inexplorado se utilizó un modelo de producción estructurado por edad condicionado al desembarque anual oficial de reineta, y que permitió considerar el valor mínimo para R_0 , similar al enfoque utilizado por Cope (2013) y Thorson y Cope (2015).

3.3.3 Patrón de explotación, mortalidad por pesca

A partir de la revisión de datos de frecuencia de tallas por tipo de flota (ver sección 3.1.1), se logró compilar datos de composición de tallas de las capturas reconociéndose que los datos más confiables para analizar el patrón de explotación corresponden a datos del periodo 2011-2017.

Con el objeto de obtener el patrón de explotación por clases de talla de 1 cm, se realizó un Análisis Secuencial de la Población considerando el método iterativo de Newton-Raphson para obtener una solución para la tasa de mortalidad por pesca. Este método supone un valor relativo de sobrevivencia para la clase de talla más grande; i.e., $n_L = c_L(M + F_L)/F_L$, en función de la captura a la talla L , mortalidad por

pesca dada (F_L) y un valor fijo para la tasa de mortalidad natural (M). La razón entre la captura de la clase actual y la sobrevivencia relativa; i.e., $c_l/n_{l+1} = F_l(1 - \exp(M + F_l)/(M + F_l))$ lo que permite solucionar la sobrevivencia hacia tallas menores mediante la expresión:

$$n_l = n_{l+1} \exp(M + F_l) \quad \dots 15)$$

Al considerar que el análisis se basó en la estructura de tallas promedio del periodo 2011-2017, se asume una población en estado-estable donde los efectos en la mortalidad asociados a la estructura de tallas vienen dados por la tasa de mortalidad relativa a la máxima tasa de mortalidad: i.e.,

$$v_l = \frac{F_l}{\max(F_l)} \quad \dots 16)$$

Luego, se ajustó un modelo de selectividad doble normal para ajustar los parámetros que permiten modelar los cambios relativos de la tasa de mortalidad por pesca en función de la talla, i.e.,

$$\hat{v}_l = \begin{cases} \exp(-0.5((l - L_{50}/d_1)^2) & \text{si } l < L_{50} \\ \exp(-0.5((l - L_{50}/d_2)^2) & \text{si } l \geq L_{50} \end{cases} \quad \dots 17)$$

Los parámetros fueron estimados en escala logarítmica con el objeto de lograr una estimación más eficiente por mínimos cuadrados. Se utilizó el algoritmo optim para R, lo que permitió obtener el error estándar de los parámetros. En consecuencia, para el condicionamiento del modelo operativo se asume una función de selectividad que asume que las tallas más grandes de reineta podrían escapar a la mortalidad, dada la hipótesis estructural que el stock desovante tiende a migrar fuera de la costa (Galleguillos *et al.* 2015, Arancibia *et al.* 2017, Leal 2018), dando cuenta a uno de los acuerdos considerados en el taller de trabajo de mayo de 2019.

Con el objeto de condicionar la mortalidad por pesca anual, se obtuvo los valores de mortalidad por pesca disponibles para reineta realizados por Leal (2018), obtenidas sobre la base de la aplicación del modelo de Zhou *et al.* (2013). Lo que interesa para condicionar el modelo de simulación, es la tendencia y desvíos de la mortalidad por pesca anual. Para ello, la tendencia se estimó utilizando un modelo lineal considerando valores en la escala logaritmo, mientras que el error estándar de la regresión se utilizó para evaluar el grado de incertidumbre de los cambios en mortalidad por pesca durante el periodo de registros oficiales de captura.

3.3.4 Condicionamiento Modelo Operativo (MO)

A partir del análisis integrado de las fuentes de incertidumbre de los datos, parámetros de historia de vida (incluyendo la producción de juveniles), de las flotas participantes y su desempeño operacional, se logró identificar y acordar una dinámica poblacional básica para condicionar un modelo operativo (ver **Tablas 2, 3 y 4**).

El modelo operativo fue condicionado con los valores puntuales de los parámetros básicos acordados, durante los talleres de trabajo de enero y mayo de 2019. Sin embargo, dado que se cuenta con la estructura de covarianza para los parámetros de historia de vida con *FishLife*, así como otros parámetros que se derivan de estos en forma empírica⁵ y que podrían generar trayectorias alternativas e igualmente probables de procesos como crecimiento, mortalidad natural, longevidad, madurez, selectividad y vulnerabilidad a la pesca. Dichas trayectorias serán función de la incertidumbre en los parámetros, pero también de los errores de observación y de proceso. De esta manera, un conjunto de parámetros básicos pueden quedar fijos, elegidos por el usuario; o bien, permitir que los parámetros sean elegidos aleatoriamente a partir de la estructura de la estructura de covarianza actualizada (ver Anexo II).

⁵ Por ejemplo, la edad máxima será estimada por $A = -\log(0.01)/M$ (Rudd *et al.* 2018).

Tabla 2. Definición de los parámetros del modelo operativo de simulación para reineta *Brama australis*.

Símbolo	Descripción
L_{∞}	Longitud asintótica
k	Coefficiente de crecimiento
t_0	Edad a la longitud 0
L_m	Talla de madurez al 50%
δ	Forma talla de madurez
α	Intercepto de relación longitud-peso
β	Pendiente de relación longitud-peso
A	Edad máxima
M	Mortalidad natural
h	Steepness
CV_L	Coefficiente de variación para la curva de longitud a la edad
L	Talla máxima
R_0	Reclutamiento en equilibrio
σ_R	Desviación estándar del reclutamiento
ρ_s	Autocorrelación del reclutamiento
F	Número de flotas
$L_{50,f}$	Longitud al 50% de la selectividad de la flota f
d_1	Parámetro de la forma ascendente de la curva de selectividad
d_2	Parámetro de la forma descendente de la curva de selectividad
q	Coefficiente de capturabilidad
σ_F	Desviación estándar de la mortalidad por pesca
α_F	Intercepto de la tendencia lineal de la mortalidad por pesca
β_F	Pendiente de la tendencia lineal de la mortalidad por pesca.
σ_C	Desviación estándar de las capturas observadas
σ_I	Desviación estándar de los índices de abundancia observados
$P(j' j)$	Matriz de error de observación de la composición de edad en las capturas de las flotas.
n	Tamaño de muestra de las medidas de longitud
\emptyset	Distribución de probabilidad normal acumulada

Tabla 3. Ecuaciones de la dinámica poblacional usadas en el modelo operativo.

Descripción	Ecuación
1. Von Bertalanffy longitud a la edad j	$L_j = L_\infty(1 - \exp(-k(j - t_0)))$
2. Madurez a la talla l	$m_l = 1/(1 + \exp((L_m - l)/\delta))$
3. Madurez a la edad j	$m_j = \sum_{l=1}^L m_l \left(\frac{1}{L_j CV_L \sqrt{2\pi}} \right) \exp\left(-\frac{(l - L_j)^2}{2(L_j CV_L)^2}\right)$
4. Selectividad a la talla l y flota f	$v_{l,f} = \begin{cases} \exp(-0.5((l - L_{50}/d_1)) & \text{si } l < L_{50} \\ \exp(-0.5((l - L_{50}/d_2)) & \text{si } l \geq L_{50} \end{cases}$
5. Selectividad a la edad y flota f	$v_{j,f} = \sum_{l=1}^L v_{l,f} \left(\frac{1}{L_j CV_L \sqrt{2\pi}} \right) \exp\left(-\frac{(l - L_j)^2}{2(L_j CV_L)^2}\right)$
6. Peso a la edad	$w_j = \alpha L_j^\beta$
7. Biomasa total anual	$B_i = \sum_{j=1}^A N_{i,j} w_j$
8. Biomasa desovante anual	$S_i = \sum_{j=1}^A N_{i,j} w_j m_j \exp(-\tau Z_{i,j})$
9. Biomasa vulnerable flota f	$V_{i,f} = \sum_{j=1}^A N_{i,j} w_j v_{j,f} \exp(-0.5 Z_{i,j})$
10. Abundancia en el tiempo	$N_{i,j} = \begin{cases} R_i, & j = 1 \\ N_{i,j-1} \exp(-M), & 1 < j < A \text{ y } i = 1 \\ N_{i-1,j-1} \exp\left(-M - \sum_f v_{j-1,f} F_{i-1,f}\right), & 1 < j < A \text{ y } i > 1 \end{cases}$
11. Biomasa desovante no explotada	$S_0 = \varphi_0 \cdot R_0$
12. Potencial reproductivo esperado sin pesca	$\varphi_0 = \sum_{j=1}^A m_j w_j s_j e^{-\tau M}$; donde: $s_j = \begin{cases} 1 & j = 1 \\ s_{j-1} \exp(-M) & j = 2, \dots, A \end{cases}$
13. Potencial reproductivo esperada con pesca	$\varphi_F = \sum_{j=1}^A m_j w_j s_j e^{-\tau(M + \sum_f v_{j,f} F_f)}$; donde: $s_j = \begin{cases} 1 & j = 1 \\ s_{j-1} \exp(-M + \sum_f v_{j,f} F_f) & j = 2, \dots, A \end{cases}$
14. Razón del potencial de reproductivo	$SPR = \frac{\varphi_F}{\varphi_0}$

Tabla 4. Funciones para generar datos en el modelo operativo.

Descripción	Ecuación
1. Desviaciones del reclutamiento no auto-correlacionadas	$\varepsilon_i \sim \text{Lognormal}(0, \sigma_R)$
2. Desviaciones del reclutamiento auto-correlacionadas	$v_i = \varepsilon_i \quad i = 1$ $v_i = \varepsilon_i v_{i-1} \rho_s \sqrt{1 - \rho_s^2} \quad i > 1$
3. Probabilidad de la longitud a la edad	$p_{l,j} = \begin{cases} \phi\left(\frac{l-L_j}{L_j CV_L}\right), & j = 1 \\ \phi\left(\frac{l-L_j}{L_j CV_L}\right) - \phi\left(\frac{l-1-L_j}{L_j CV_L}\right), & 1 < l < L \\ 1 - \phi\left(\frac{l-1-L_j}{L_j CV_L}\right), & l = L \end{cases}$
4. Capturas anuales a la edad para la flota f	$C_{i,j,f} = \frac{F_{i,f} v_{j,f}}{M + \sum_f F_{i,f} v_{j,f}} N_{i,j} \left(1 - \exp\left(-M - \sum_f F_{i,f} v_{j,f}\right) \right)$
5. Captura anual	$C_i = \sum_{a=0}^A \sum_f C_{i,j,f}$
6. Índice de abundancia	$I_{i,f} = q_f V_{i,f}$

Tabla 5. Componentes sujetos a errores de proceso.

Descripción	Ecuación
1. Reclutamiento anual esperado basado en la relación stock-recluta de Beverton-Holt	$\mu_R = \frac{4hR_0 S_{i-1}}{S_0(1-h) + S_{i-1}(5h-h)}$
2. Reclutamiento anual derivado de una distribución log-normal	$R_i \sim \text{Lognormal}(\mu_R, \sigma_R^2)$
3. Mortalidad por pesca anual	$\mu_F = \alpha_F + \beta_F i$
4. Mortalidad por pesca anual derivada de una función log-normal	$F_i \sim \text{Lognormal}(\mu_F, \sigma_F^2)$

3.4 OB2: Implementar diferentes opciones de manejo utilizando procedimientos de manejo (PM) empíricos y PM modelo-basado alternativos para la pesquería.

Se entiende por procedimiento de manejo a la secuencia de actividades que se desarrollan durante un ciclo de manejo actual que permita actualizar una medida de manejo (**Figura 2**). En este contexto, los aspectos metodológicos y etapas relacionadas con el Objetivo Específico 2, dicen relación con:

- d) **Objetivo de manejo**, Espíndola *et al.* (2017) y Leal (2018) utilizan un marco biológico para la explotación de reineta bajo los lineamientos generales establecidos por Paya *et al.* (2014); esto es en base a la Ley General de Pesca y Acuicultura. Con el objeto de precisar los objetivos de manejo en términos operacionales con puntos biológicos de referencia, en el taller de trabajo de enero y mayo de 2019 se consultó con sectorialistas y miembros del Comité Científico Técnico de Recursos Demersales de la Zona Centro-Sur sobre medidas de manejo (e.g., captura biológicamente aceptable, CBA) en función de las evaluaciones de stock realizadas.
- e) **Modelo de Estimación**, comprende el modelo de evaluación de stock que está siendo utilizado para determinar el estatus de reineta. Espíndola *et al.* (2017) y Leal (2018, 2019) utilizaron el método OCOM (Optimized Catch Only Method) de Zhou *et al.* (2013), pero también los métodos CMSY de Martell y Froese (2012) y DCAC de MacCall *et al.* (2011). Para esta propuesta, se consideró métodos basados en talla LIME de Rudd *et al.* (2018), LBSPR de Hordyck *et al.* (2015) y Hordyck *et al.* (2016), y LBB de Froese *et al.* (2018) además de la versión más reciente de CMSY de Froese *et al.* (2017). Estos y otros modelos alternativos fueron discutidos con la contraparte técnica en términos de ventajas y desventajas como para ser considerados para evaluar el stock de reineta, y se acordó documentarlos pero se debe dar prioridad a la evaluación del(los) procedimiento(s) de manejo actual que involucran al modelo OCOM ya que es lo que en realidad se está usando en pesquería.
- f) **Reglas de control de captura:** Las reglas de control empíricas están basada en la historia de las capturas y/o en la composición por tallas de las capturas. Las reglas de control basada en modelo, en cambio, involucra a un modelo de evaluación de stock que permite estimar un indicador del estado del recurso, por ejemplo biomasa desovante. En estas reglas se asume que éstos proveen de la mejor evaluación del estatus dada las condiciones de datos e información disponibles. Las reglas de control que el equipo de trabajo propuso fueron discutidas en dos reuniones técnicas. La primera fue en la primera reunión de trabajo realizado en enero de 2019, donde se acordó

descartar las reglas tipo escalones; y en el taller realizado el 22 de noviembre, donde se acordó modificar las reglas de control propuestas por el equipo.

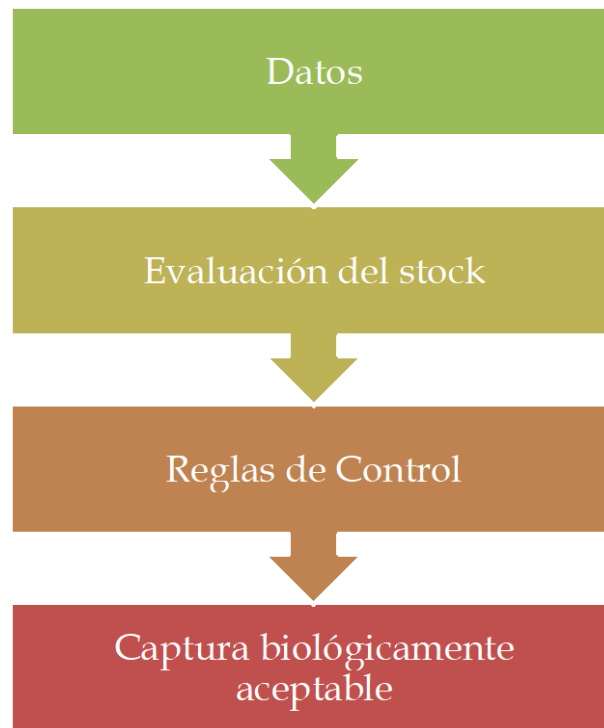


Figura 2. Ejemplo de la secuencia de un procedimiento de manejo dentro del ciclo anual de manejo de una pesquería.

Reglas de control basada en modelos

El sistema de manejo vigente se enmarca legal y administrativamente a través de una política de explotación que se basa en puntos biológicos de referencia objetivos y límites (Paya *et al.* 2014). Para el caso de pesquerías pobres en dato en los que no se cuenta con estimaciones de biomasa o de mortalidad por pesca, el consejo técnico a nivel operacional está sujeto a una mayor incertidumbre, particularmente cuando se sospecha de una reducción de la biomasa reproductiva. Por lo tanto, al considerar el enfoque precautorio, es preferible considerar estrategias de explotación que permitan reducir la mortalidad por pesca cuando exista una mayor incertidumbre y probabilidad de que el stock haya disminuido cuando se analizan los datos disponibles y se realiza una “evaluación” basada en capturas o estructura de tallas (no confundir con una evaluación de stock formal).

De acuerdo con Espíndola *et al.* (2017), Leal (2018) y Leal (2019), la evaluación del stock de reineta se realiza con el método de Zhou *et al.* (2013) a partir de los registros de desembarques totales oficiales reportados por el Servicio Nacional de Pesca. Sobre la base de supuestos acerca del nivel de agotamiento y sensibilidad, el método permite determinar el estatus de la pesquería. En este contexto, la situación del recurso considera un marco biológico para la explotación y puntos biológicos de referencia, según el sistema de niveles recomendados por Payá *et al.* (2014), que según Leal (2019) se puede resumir en el diagrama de fase de la **Figura 3**.

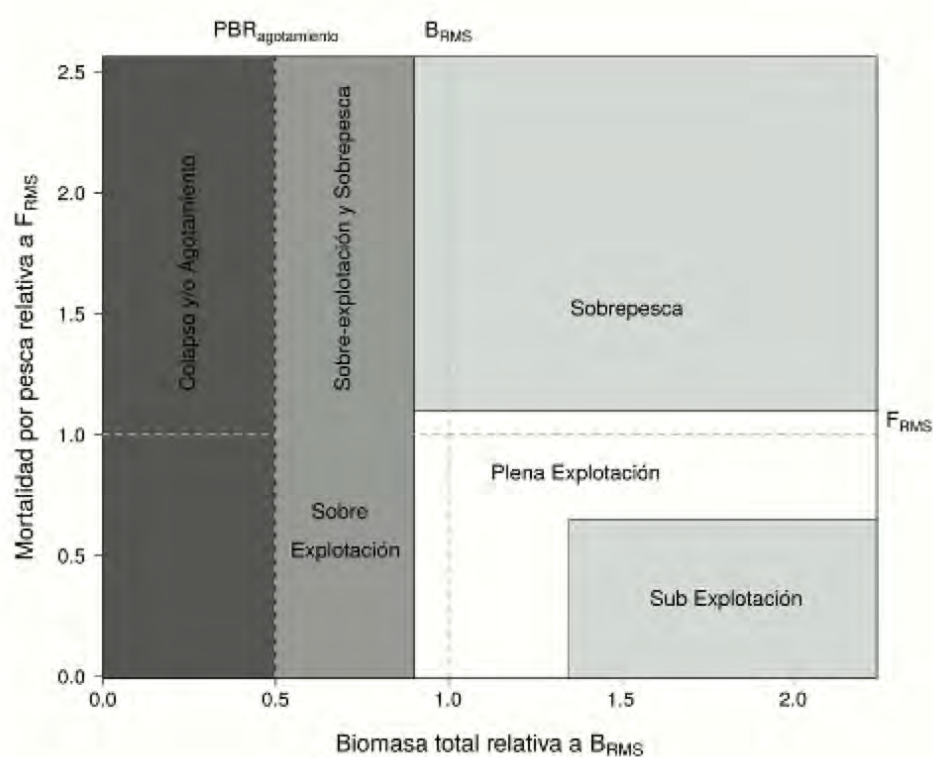


Figura 3. Diagrama de fase general propuesto de manera preliminar para la pesquería de reineta, basado en Paya *et al.* (2014).

En este diagrama (**Figura 3**), se identifican sectores diferentes que permiten diagnosticar el estatus de la pesquería. Esto es, sub-explotada, plenamente explotada, sobre-explotada y colapsada en concordancia con la nueva Ley General de Pesca y Acuicultura. Según Leal (2019), los límites que definen la zona de plena explotación aún no han sido discutidos por el comité científico y se proponen a objeto de calificar el estado de plena explotación con límites similares que han sido usados en el diagrama de fases para los recursos pelágicos pequeños como sardina y anchoveta; esto es, una banda estrecha en

torno del objetivo de manejo, y que considera un límite inferior equivalente al 10% por debajo del objetivo de manejo y un límite superior equivalente al 35% por sobre el objetivo de manejo.

De esta forma se tiene que el recurso reineta podría situarse en las siguientes condiciones:

- i. **Sobre-explotado**, si la razón de la biomasa del último año (B) y la biomasa objetivo (objetivo=RMS) es inferior a 0,9 ($B/B_{\text{objetivo}} < 0,9$) y sobrepesca si la razón de la mortalidad por pesca del último año (F) y F_{RMS} es superior a 1 ($F/F_{\text{RMS}} > 1$).
- ii. **Plena explotación**, si la razón B/B_{objetivo} (objetivo=RMS) se encuentra entre los límites superior e inferior de la plena explotación.
- iii. **Sub-explotación**, si la razón B/B_{objetivo} (objetivo=RMS) del último año es mayor a 1 ($B/B_{\text{objetivo}} > 1,25$).

Walsh *et al.* (2018) recomiendan utilizar reglas de control de la explotación, o “harvest control rules” (HCR), en pesquerías cuya evaluación se basa en métodos que utilizan sólo datos de captura. Según los mismos autores, la combinación de reglas de control de la explotación con modelos basados sólo en datos de captura permiten reducir el riesgo de sobreexplotación y pueden mantener a los stocks por sobre el objetivo de manejo. Las HCR pueden estar basadas en el control de la mortalidad por pesca o en el control de las capturas. Sin embargo, las RCE que controlan directamente la captura generan probabilidades de sobreexplotación más altas, razón por la cual aquí se proponen HCR basadas en la mortalidad por pesca.

La propuesta de HCR para la pesquería de reineta están orientadas al control de la mortalidad por pesca y considera el modelo de excedente de producción logístico en que basa el método de Zhou *et al.* (2013); i.e.,

$$B_{t+1} = B_t + rB_t(1 - B_t/k) - C_t \quad \dots 18)$$

donde B_t es la biomasa en el año t , r es la tasa intrínseca de crecimiento poblacional, k es la capacidad de carga equivalente a la biomas promedio inexplorada (B_0), y C_t es la captura anual.

Según la Ley de Pesca y Acuicultura (LGPA), el objetivo de manejo de las pesquerías nacionales es mantener o llevar a los stocks en torno del rendimiento máximo sostenible (MSY). De esta manera, y de acuerdo con Leal (2019), los puntos biológicos de referencia objetivos en relación con el modelo de excedente de producción logístico se enmarcan en reducir al stock de reineta a 50% de la biomasa promedio inexplorada equivalente a la mitad de la máxima capacidad de carga ($B_{msy} = 0.5k$). Para llevar al stock al MSY se aplica una tasa de mortalidad por pesca objetivo y equivalente a la mitad de la tasa intrínseca de crecimiento poblacional ($F_{msy} = 0.5r$), cuyo producto determina $MSY = F_{msy}B_{msy}$.

De acuerdo con lo expuesto, el marco biológico de referencia de la pesquería de reineta considera:

- Biomasa objetivo: $B_{msy} = k/2$,
- Mortalidad por pesca objetivo: $F_{msy} = r/2$
- Biomasa límite: $B_{msy}/2$

En base e esto, se proponen las reglas de control de la explotación para la pesquería de reineta **(Figura 4)**:

3.4.1 A) Regla F constante

La explotación se basa en una mortalidad por pesca constante en el nivel del F_{msy} , i.e.,

$$F = F_{msy} \quad \dots 19)$$

3.4.2 B) Regla ad-hoc

$$F = \begin{cases} F_{msy} & \text{si } B/B_{msy} \geq 0.9 \\ F_{msy}((B/B_{msy} - 0.5)0.625 + 0.75) & \text{si } 0.5 \leq B/B_{msy} < 0.9 \\ F_{msy}((B/B_{msy} - 0.5)3 + 0.75) & \text{si } 0.25 \leq B/B_{msy} < 0.5 \\ 0 & \text{si } B/B_{msy} < 0.25 \end{cases} \quad \dots 20)$$

3.4.3 C) Regla 20-40

$$F = \begin{cases} F_{msy} & \text{si } B/B_{msy} \geq 0.9 \\ F_{msy}((B/B_{msy} - 0.5)/2.5) & \text{si } 0.5 \leq B/B_{msy} < 0,9 \\ 0 & \text{si } B/B_{msy} < 0.5 \end{cases} \quad \dots 21)$$

3.4.4 D) Regla 10-40

$$F = \begin{cases} F_{msy} & \text{si } B/B_{msy} \geq 0.9 \\ F_{msy}(B/B_{msy} - 0.25)/0.65 & \text{si } 0.25 \leq B/B_{msy} < 0.9 \\ 0 & \text{si } B/B_{msy} < 0.25 \end{cases} \quad \dots 22)$$

3.4.5 E) Regla 0-40

$$F = \begin{cases} F_{msy} & \text{si } B/B_{msy} \geq 0.9 \\ F_{msy}(B/B_{msy})/0.9 & \text{si } 0 \leq B/B_{msy} < 0,9 \end{cases} \quad \dots 23)$$

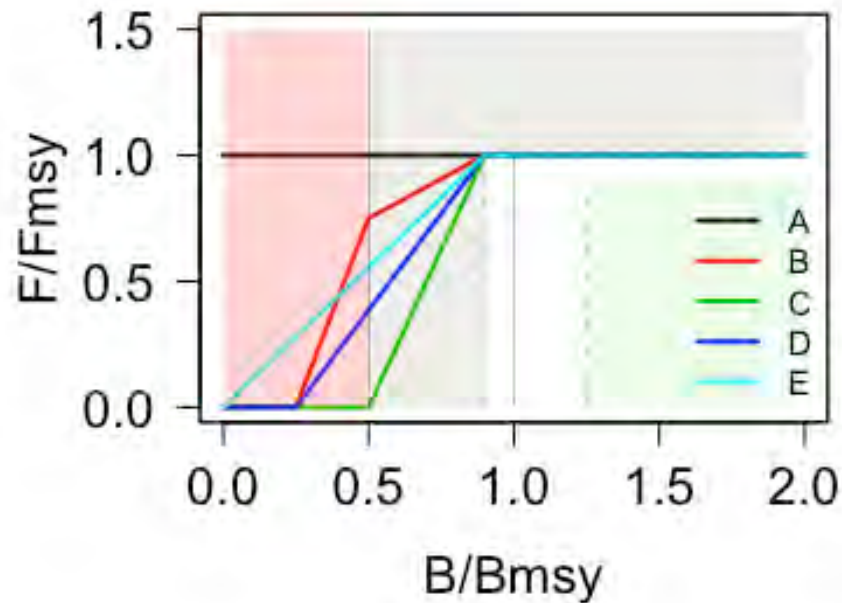


Figura 4. Propuesta de reglas de control de la explotación en la pesquería de reineta (ver texto).

3.4.6 Reglas de control empíricas

En el caso de reglas basadas en datos, en pesquerías pobres en datos lo usual es sólo contar con series de tiempo de capturas, o datos de frecuencia de tallas (Jardim *et al.* 2015), o espectro de tallas (Kokkalis *et al.* 2015). Cuando un stock está afectado por la pesca, la talla promedio disminuye por reducción de la fracción de peces grandes y más viejos. No obstante, la talla promedio es sensible al reclutamiento y selectividad. Una aproximación, basada en Jardim *et al.* (2015) consiste en la siguiente regla empírica de una ecuación recursiva:

$$C_i = \alpha C_{i-1}$$

donde C es la captura en peso en los años i . Diferentes formulaciones para α conduce a diferentes reglas de captura. Por ejemplo $\alpha=1$, mantiene las capturas en el mismo nivel del año anterior, pero se puede utilizar datos de índices de abundancia en términos de razón de medias, o asociados a intervalos de confianza del índice para un año en particular, o bien como una razón de tallas (Jardim *et al.* 2015). En este último caso, la razón entre la talla media status-quo y la talla media de una estructura de tallas en que $F=M$.

Otras aproximaciones basadas en capturas fueron propuestas por Geromont y Buttherworth (2015), como también basadas en longitud. Estas y otras reglas de captura fueron sometidas a discusión con la contraparte técnica. Sin embargo, para el caso de la pesquería de la reineta y en atención al Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de la Asesoría Científica (PMCCAC), y otras consideraciones de corto y mediano plazo, la pesquería de reineta debe comenzar a salir de su clasificación actual (Tier 3). Por lo tanto, estas reglas empíricas probablemente no sean incorporadas en el mediano plazo y no deberían ser evaluadas, a no ser que se dejen planteadas como recomendaciones en el contexto de otras pesquerías con limitación de datos.

En efecto, la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura requiere una evaluación de stock oficial para la pesquería de reineta, la que se solicita al Instituto de Fomento Pesquero con fines de diagnóstico de la pesquería. De esta manera un procedimiento de manejo para la pesquería de reineta incluye: a) los datos que se están levantando a través del programa de seguimiento, b) el modelo de evaluación del stock, y c) la regla de control modelo basada.

3.5 OE3: Evaluar la efectividad del manejo para alcanzar el o los objetivos de manejo establecidos para la pesquería por la Ley General de Pesca y Acuicultura.

3.5.1 Evaluación de la eficacia para lograr los objetivos de manejo

El objetivo de manejo queda operacional a través del marco biológico para la explotación, según los puntos biológicos de referencia (**Figura 3**) y el procedimiento de manejo. Por lo tanto, la evaluación del(los) procedimiento(s) de manejo implica la evaluación del sistema de manejo en su conjunto. Un procedimiento de manejo (PM) está representado por el seguimiento de la pesquería para la provisión de datos, un modelo de evaluación y reglas de control que permitan determinar cuotas de captura.

Aquí se evaluaron los PM que se diferencian entre sí por las reglas de control (**Figura 4**). Por lo tanto, el modelo operativo se utilizó aquí bajo un esquema de simulación-estimación con retroalimentación de ciclo cerrado (**Figura 5**); lo que en esencia representa el enfoque general de Evaluación de Estrategias de Manejo (EEM) o MSE por siglas en inglés (Smith *et al.* 1999, Butterworth & Punt 1999, Punt *et al.* 2001). Las métricas para el desempeño de los PMs serán:

a) Probabilidad de mantener el estatus.

El objetivo de manejo está orientado a mantener un nivel de biomasa desovante que permita lograr el máximo rendimiento sostenible, por lo tanto, la probabilidad de que la biomasa desovante (B_i) se mantenga por sobre la biomasa en el máximo rendimiento sostenible (BMRS) en los años proyectados se evaluará según la siguiente expresión $\Pr[(B_i \geq B_{RMS}) \geq X]$, donde $X=0,5$ es la probabilidad a ser evaluada en el proceso de simulación-estimación.

b) Probabilidad de colapso.

La biomasa límite, B_{lim} , será utilizada para calcular la probabilidad de colapso, i.e., $\Pr[B_i/B_{RMS} < 0.5]$. Por lo tanto, la probabilidad de que la biomasa desovante (B_i) ocurra bajo el nivel de biomasa límite en los años proyectados se evaluará según $\Pr[(B_i \geq B_{lim}) \geq 95\%]$.

c) Riesgo relativo de estrategias de explotación alternativas.

El riesgo de una regla empírica se medirá utilizando el perfil de distribución acumulado de la medida de manejo.

d) Volatilidad de las capturas.

La volatilidad de las capturas será empleada como una medida de desempeño socio-económica. Este valor permite medir la variabilidad anual de las capturas asociadas a una regla de control. Se evaluará que PMs podrían ser capaces de generar una variabilidad anual promedio (AAV) de las capturas menor al 15% en el corto, mediano y largo plazo, lo que se considera una captura estable. La AAV será calculada según la siguiente expresión:

$$AAV = 100 \frac{\sum |C_i - C_{i+1}|}{\sum C_i}$$

donde C es la captura en el año de proyección i .

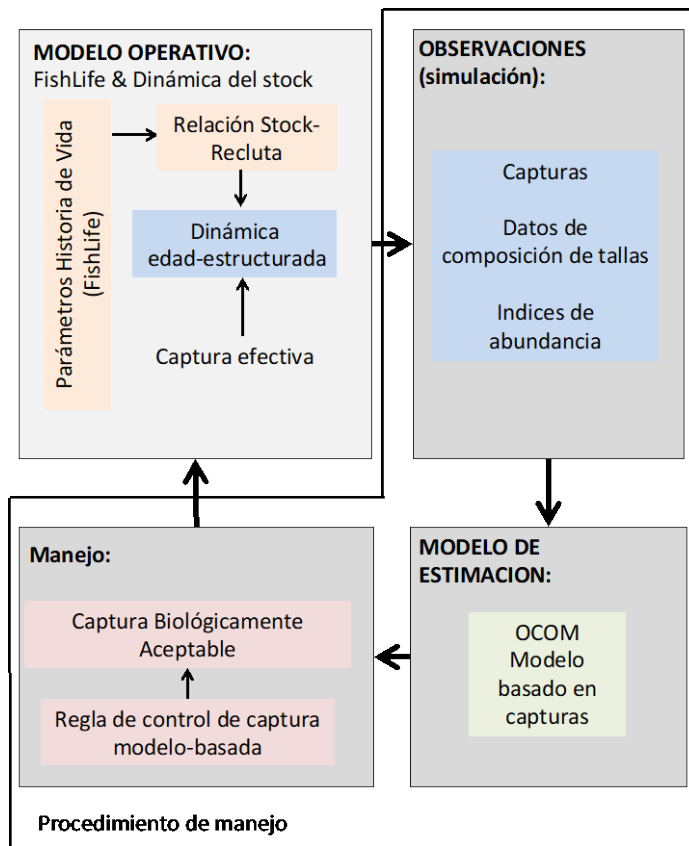


Figura 5. Ciclo cerrado de simulación-estimación con retroalimentación para la evaluación del procedimiento de manejo de la pesquería pobre en datos de reineta *Brama australis*.

3.5.2 Evaluación del desempeño de los estimadores

Con el objeto de evaluar el desempeño del(los) modelo(s) de evaluación de stock en términos de sesgo y precisión respecto de variables de estado y de explotación adecuadas y transversales a los métodos que están siendo evaluados. Se utilizará la mediana del error relativo (ER), i.e.,

$$ER_i = \frac{\hat{Q}_{t,i} - Q_t}{Q_{t,i}}$$

donde $\hat{Q}_{t,i}$ es la cantidad estimada por el modelo de evaluación de stock i , y Q_t es la cantidad real (proveniente del modelo operativo). La precisión, considera la mediana de las desviaciones absolutas del error relativo, i.e.,

$$MARE = \left| \frac{\hat{Q}_t - Q_t}{Q_t} \right|$$

El sesgo y la precisión será evaluada mediante simulación para un cierto número de escenarios disponibles, en términos estructurales y disponibilidad de datos. Estas medidas de desempeño son usuales y estándar en estudios de este tipo (e.g. Rudd y Thorson 2018).

4 Resultados

4.1 OE1: Desarrollar un modelo operativo que incorpore las principales fuentes de incertidumbre asociadas a la evaluación de stock de reineta.

4.2 Datos y fuentes de incertidumbre

4.2.1 Datos de la pesquería

De acuerdo con lo señalado previamente en la sección Metodología de Trabajo, se solicitó las bases de datos del “Programa de Seguimiento de Pesquerías Demersales Zona Centro-Sur” y “Programa de Seguimiento de Pesquerías Demersales Zona Sur-Austral”, contratados por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SubPesca) al Instituto de Fomento Pesquero (IFOP). También se solicitó las bases de datos del Proyecto FIPA 2015-20 “Actualización de parámetros de historia de vida de reineta (*Brama australis*) en aguas nacionales” (Arancibia *et al.*, 2017). El período global de tiempo de los datos es desde 1997 hasta 2017.

Los datos recibidos a través de la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura (SSPA), corresponden a:

- 1.- Registros de captura (Bitácoras de Pesca) de reineta realizados por:
 - a) La flota de arrastre de la Zona Centro-Sur (**TrawlZCS**), con puertos principales de desembarque en la Región del Biobío (Talcahuano y San Vicente) (**Tabla 6**),
 - b) La flota artesanal de enmalle de la Zona Centro-Sur (**GillnetZCS**), con puertos principales de desembarque en la Región del Maule y la Región del Biobío (**Tabla 7**),
 - c) Flota artesanal de espinel de la Zona Centro-Sur (**LonglineZCS**), con puertos principales de desembarque en la Región de Valparaíso y la Región del Biobío (**Tabla 8**),
 - d) Flota de arrastre (industrial) de la Zona Sur-Austral (**TrawlZSA**), con puertos principales de desembarque en la Región de Aysén (**Tabla 9**),
 - e) Flota artesanal de espinel de la Zona Sur-Austral (**ArtlonglineZSA**), con puertos principales de desembarque en la Región de Los Lagos y Región de Aysén (**Tabla 10**),
y

- f) Flota palangrera (industrial) de la Zona Sur-Austral (**IndlonglineZSA**), con puertos principales de desembarque en la Región de Aysén y Región de Magallanes (**Tabla 11**).
- 2.- Registros de composición de tamaños en las capturas muestrales (Muestreos de Frecuencia) por tipo de arte de pesca. Al respecto, se encuentran unificados los muestreos de tamaños de las flotas de enmalle y espinel de la Zona Centro-Sur, en una única base, sin diferenciar por arte.
 - 3.- Registros de longitud, peso y condición reproductiva (Muestreos Biológicos) por tipo de arte de pesca. De igual manera que con las frecuencias de tamaño, se encuentran unificados los muestreos de las flotas de enmalle y espinel de la Zona Centro-Sur.

4.2.1.1 Análisis espacio-temporal de la captura muestral

Las capturas muestrales por flota indican que la mayor actividad extractiva es aquella desarrollada por la flota de espinel de la Zona Centro-Sur, seguida de la flota de arrastre de la Zona Sur-Austral y, en tercer lugar, la flota de enmalle de la Zona Centro-Sur (**Fig. 6**). Latitudinalmente, la captura acumulada para el período 1997-2017 revela que la Región del Biobío es la principal zona de desembarque, principalmente debido a la pesquería de espinel, seguido de la Región de Aysén, lo que se atribuye a la pesquería de arrastre (**Fig. 7**). Sin embargo, en términos del desembarque promedio por Región, aquellos fueron mayores en la Región de Aysén, seguido de la Región del Biobío y en tercer lugar la Región de los Lagos (**Fig. 8**).

Registros de captura de reineta, de acuerdo con la base de datos analizada, ocurren desde 1997 en la flota de arrastre de la zona centro-sur, arrastre y palangre de la zona sur-austral, desde 1998 en el caso de la flota artesanal de espinel de la zona centro-sur, desde 2004 en el caso de la flota de enmalle de la misma zona y desde 1999 en el caso de la flota artesanal de espinel de la zona sur-austral (**Fig. 9**).

Tabla 6. Número de lances de pesca con presencia de *B. australis* en registros de captura de la flota de arrastre de la Zona Centro-Sur (TrawlZCS) monitoreados entre 1997 y 2017.

Año	Mes												Total
	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sep.	Oct.	Nov.	Dic.	
1997	43	30	7	19	21	26	37	42	6	49	147	43	470
1998	63	117	239	163	223	122	94	57	5	41	49	14	1187
1999	104	12	40	4	51	27	24	9	3	4	5	12	295
2000	38	65	47	44	62	33	21	2	3		40	21	376
2001	28	47	54	30	47	61	10	23	15	25	114	47	501
2002	21	6		5	11				2	8	7	4	64
2003	7	26	18	2	1			2		4	24	6	90
2004	53	100	90	54	65	28	29	15	4	48	79	93	658
2005	37	54	74	42	9	3	2	1		55	98	86	461
2006	209	38	16	15		5	9	11	10	5	22	35	375
2007	70	102	80	16	27	2	3				3		303
2008	2	21	2	3	1	1	1					1	32
2009	3			1	1	2					2		9
2010	4	4				1			3	13	5	2	32
2011	24	38	55	5				2		31	30	33	218
2012	16	40	87	16	3			2		12	42	31	249
2013	7	12	18	44	17	5	3	1	2	17	7	22	155
2014	19	7	2	1		1	14	3		7	6	5	65
2015	22	8	2	2	2		1			6	8	2	53
2016	15	13	6	5	2	4	4	1		16	16	5	87
2017	3	3		3	1		1			7			18

Tabla 7. Número de lances de pesca con presencia de *B. australis* en registros de captura de la flota de enmalle (artesanal) de la Zona Centro-Sur (GillnetZCS) monitoreados entre 1997 a 2017.

Año	Mes												Total
	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sep.	Oct.	Nov.	Dic.	
1997													
1998													
1999													
2000													
2001													
2002													
2003													
2004	1										34	25	60
2005	2	12	2	1							2	7	26
2006			1	10							5	5	21
2007	11	9	34	1									55
2008	5	29	114	8	6								162
2009	21	32	45	24	1		1				27	11	162
2010	34	50	7	7				1				15	114
2011	42	202	157	52	1						3	12	469
2012	138	64	130	12	1							5	350
2013	115	40	24	13								46	238
2014	33	140	31	32	6								242
2015	89	39	42		5					11	4	12	202
2016	48	9	26	8							24	14	129
2017	12	49	33	3	1						26	15	139

Tabla 8. Número de lances de pesca con presencia de *B. australis* en registros de captura de la flota de espinel de la Zona Centro-Sur (LonglineZCS) monitoreados entre 1997 a 2017.

Año	Mes												Total
	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sep.	Oct.	Nov.	Dic.	
1997													
1998	204	213	194	196	269	237	234	226	154	121	140	114	2302
1999	293	402	260	496	507	633	471	563	489	403	444	132	5093
2000	179	211	271	265	266	175	200	116	238	283	362	361	2927
2001	360	402	486	312	104	449	392	338	450	782	750	215	5040
2002	24	84	124	69	62	80	111	175	192	248	167	161	1497
2003	78	254	271	246	166	74	43		1	201	252	168	1754
2004	178	263	13	16	4	1	11	9	54	8	6	6	569
2005	15	12	14		4	7	15	4	13	59	42	76	261
2006		2	14	32	18		4		15	30	20	39	174
2007	29	9	9	31	11	13	7	8	29	36	23	26	231
2008	11	6	1		1	1	8	1	1		2	1	33
2009	1			1	1				2	2	6	3	16
2010					5					18	17	11	51
2011	24	3		29	3	2	2	1	3	11	88	89	255
2012	102	54	45	33	36	6	11	12	4	16	47	16	382
2013	33	12	14					2	9	26	20	10	126
2014								7	2	1	4	1	15
2015		13				3			3	2		10	31
2016		18	7		14	8	6	3	5	9	12	11	93
2017			5	4	6			4	2	10	14	12	57

Tabla 9. Número de lances de pesca con presencia de *B. australis* en registros de captura de la flota de arrastre de la Zona Sur-Austral (TrawlZSA) monitoreados entre 1997 a 2017.

Año	Mes												Total
	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sep.	Oct.	Nov.	Dic.	
1997		3	7					5	1	1	11	9	37
1998	1	1		58	18	16	10	3	4	4	4	3	122
1999	3	8	4	1	10	17	4	3		12	25	27	114
2000	52	126	46	61	74	30	15	7	8	7	20	13	459
2001	78	7	45	72	29	58	55	4	3	48	36	6	441
2002	90	111	65	56	39	45	39	8	27	25	25	60	590
2003	17	7	2	1	1		4	3		2	8	10	55
2004	20	56	9	19	20	27	38	72	91	33	43	60	488
2005	4	18	76	19	28	32	97	66	16	28	24	1	409
2006	27	36	73	28	47	108	102	163	122	104	76	46	932
2007	30	40	91	130	61	36	66	42	22	54	51	44	667
2008	52	42	47	43	31	38	71	75	30	64	61	69	623
2009	50	59	52	33	29	12	56	52	35	65	65	63	571
2010	34	56	24	7	35	101	53	29	36	45	60	81	561
2011	119	92	40	12	13	95	102	70	113	144	157	95	1052
2012	87	56	24	75	49	84	86	68	121	192	174	115	1131
2013	45	38	15	4	3	11	25	29	23	23	30	37	283
2014	30	51	9	1	19	30	129	99	41	101	82	36	628
2015	31	38	19	126	150	65	64	71	99	109	73	69	914
2016	48	99	93	56	224	118	161	210	133	164	71	107	1484
2017	91	141	105	189	118	111	74	104	58	148	154	22	1315

Tabla 10. Número de lances de pesca con presencia de *B. australis* en registros de captura de la flota de espinel (artesanal) de la Zona Sur-Austral (ArtlonglineZSA) monitoreados entre 1997 a 2017.

Año	Mes												Total
	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sep.	Oct.	Nov.	Dic.	
1997													
1998													
1999	7				2	3	20	4		1			37
2000			2	2		1							5
2001													
2002										3			3
2003	12	5											17
2004													
2005													
2006													
2007													
2008													
2009													
2010									3				3
2011													
2012				1									1
2013							10	1			2		13
2014								2	10	6			18
2015					9	20	2	1	2	1	3		38
2016							1	3	6	5	7	2	24
2017	6	6	6		22	14	27	13	8	1	11		114

Tabla 11. Número de lances de pesca con presencia de *B. australis* en registros de captura de la flota palangrera (industrial) de la Zona Sur-Austral (IndlonglineZSA) monitoreados entre 1997 a 2017.

Año	Mes												Total
	Ene.	Feb.	Mar.	Abr.	May.	Jun.	Jul.	Ago.	Sep.	Oct.	Nov.	Dic.	
1997									26	4			30
1998		1	27	9	47	17	46		19	15			181
1999		44	71	38	51	27	31		1	1			264
2000	24	44		16	5	8	2		11	2	1		113
2001	16	4	2						1		2		25
2002	7	1		1	4	4	5			1		1	24
2003	8	5	3	4	2	1	3			3	1		30
2004	6	1	3	2	3	1	3			6	2	3	30
2005	6	2	10	6	1	1	4		2	1	4	16	53
2006	47	61	43	50	78	31	33		18	39	62	52	514
2007	35	27	7	32	55	28	22		8	16	17	49	296
2008			2	29	25	25	11		33	32	59	19	235
2009				5	25	13	29		27	7	25	8	139
2010	57		2	70	58	1	8		1	3	21	1	222
2011	2	3	17	19	2	1	6		2		9		61
2012	22	44	56	28	1	1	2		4	14	53	1	226
2013	1	6				2	1					4	14
2014	13	35	2									6	56
2015	6	5				11	9		11		9	21	72
2016													
2017	14	11	12	8	5	8			2				60

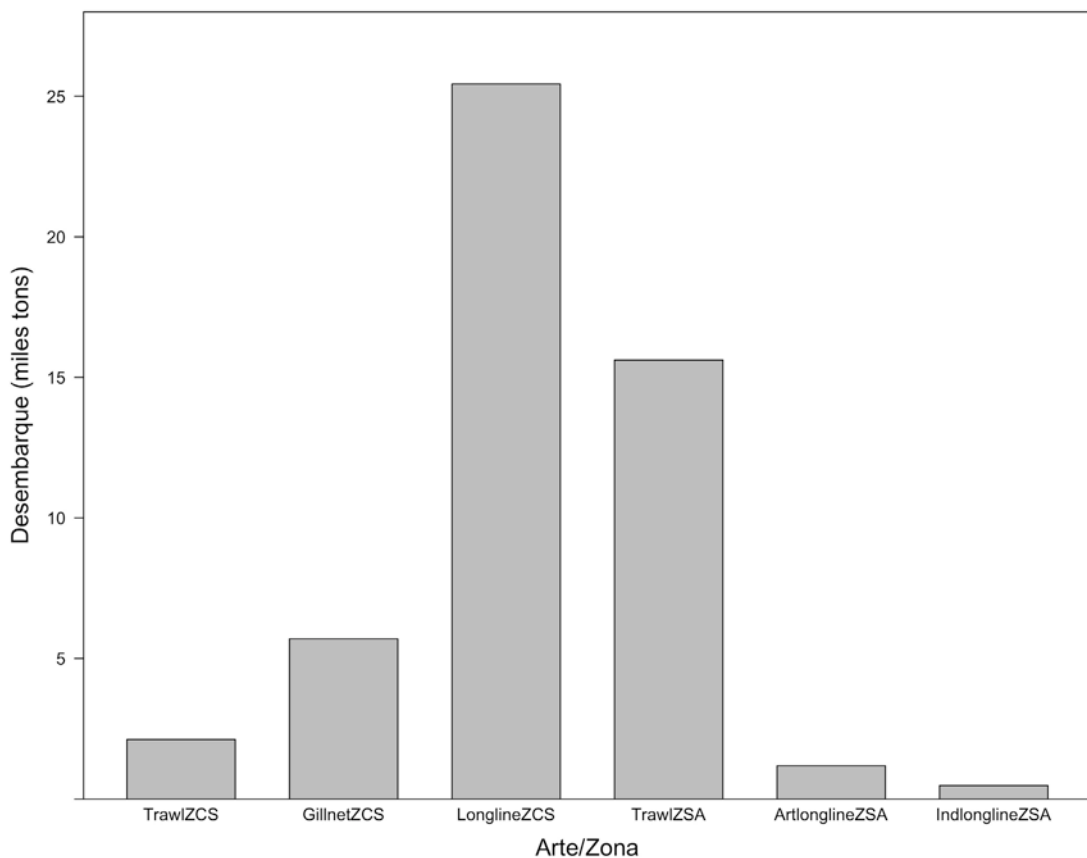


Fig. 6. Desembarque acumulado (miles de toneladas; 1997-2017) de reineta (*Brama australis*) según arte de pesca y macrozona.

En el caso de la pesquería de arrastre de la zona centro-sur, las principales capturas ocurren en la Región del Biobío (Región 8), Región de la Araucanía (Región 9), Región de los Ríos (Región 14) y Región del Maule (Región 7). Desde el principio de la serie, las mayores capturas ocurrieron en la Región del Biobío (**Fig. 10**). Sin embargo, las capturas de la flota de arrastre son largamente superadas por las capturas de la flota de enmalle y espinel (**Fig. 9**)

En el caso de la pesquería de enmalle de la zona centro-sur, las principales capturas ocurren en la Región del Biobío, seguido de la Región del Maule, aunque se iniciaron en la Región de Valparaíso en el año 2004 (**Fig. 10**).

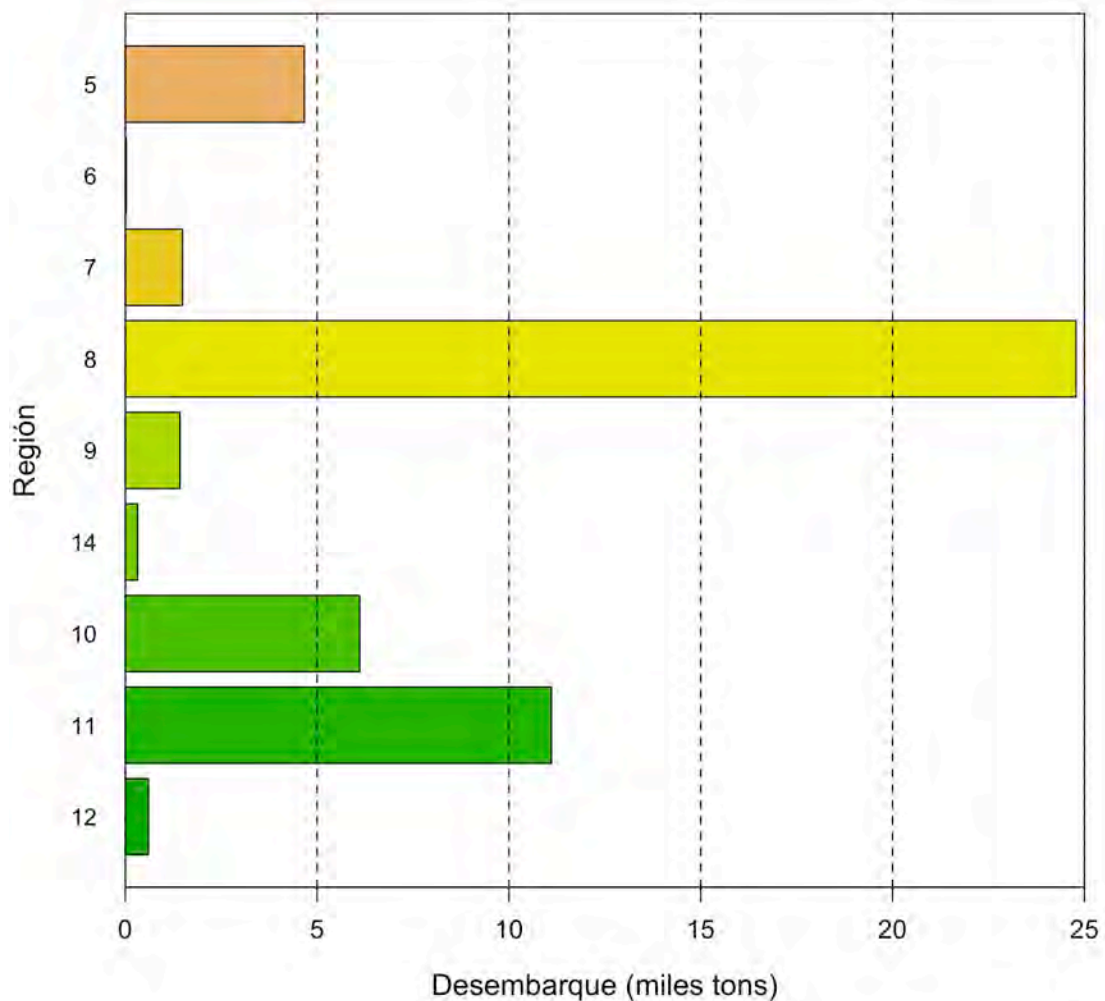


Fig. 7. Desembarque acumulado (miles de toneladas; 1997-2017) de reineta (*Brama australis*) según región administrativa.

En el caso de la pesquería de espinel de la zona centro-sur, las principales capturas ocurren en la Región del Biobío (**Fig. 11**). En los primeros años de la serie (1998-2002), también fueron importantes las capturas realizadas en la Región de Valparaíso, alcanzando cerca de 2.500 toneladas en el año 2001 (**Fig. 12**).

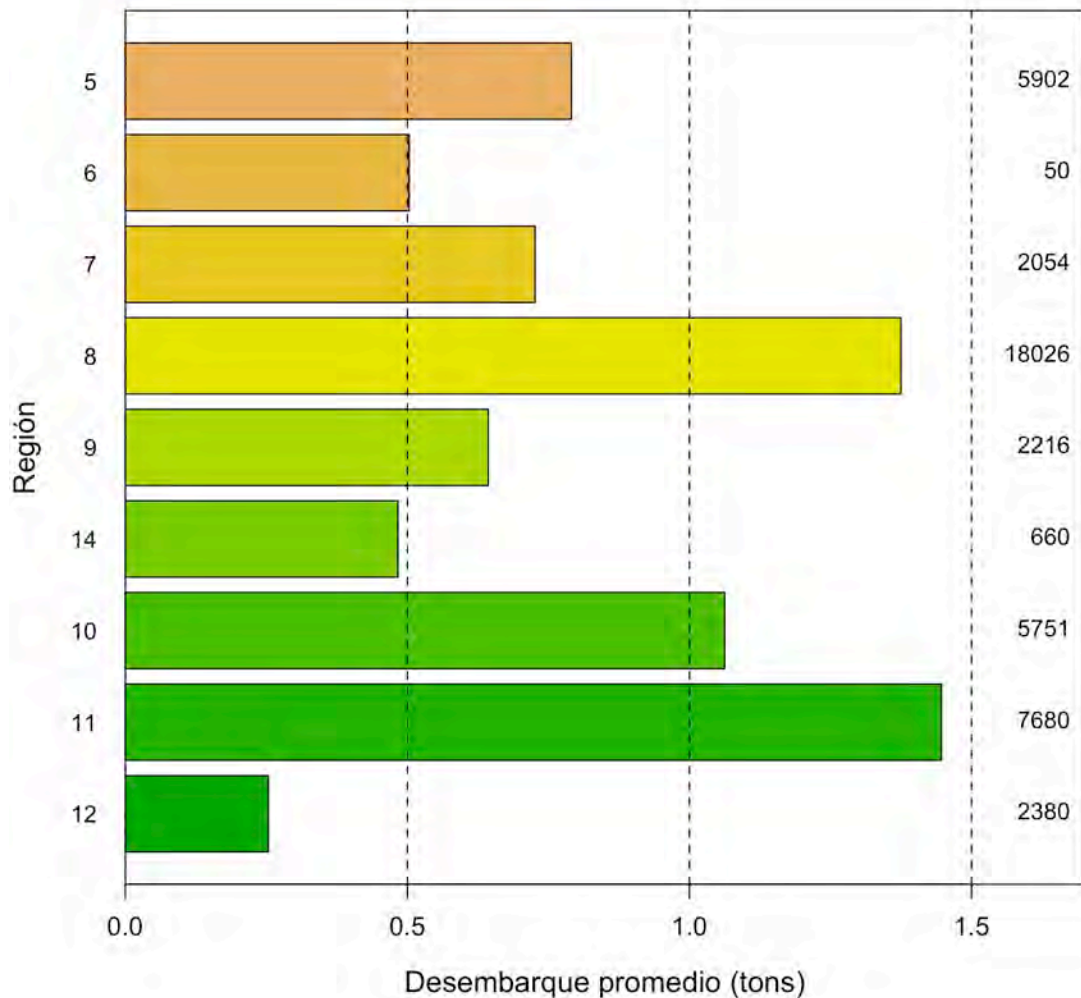


Fig. 8. Desembarque promedio (toneladas por lance de pesca; periodo 1997-2017) de reineta (*Brama australis*) según región administrativa. Se indica el tamaño de muestra (número de lances).

En el caso de la pesquería de arrastre de la zona sur-austral, aunque se registran capturas desde 1997, sólo a partir del año 2011, estas se hacen importantes (**Fig. 14**). Al respecto, las mayores capturas ocurren en la Región del Aysén (excepto en el año 2011, **Fig. 15**), seguido de la Región de los Lagos y luego la Región de Magallanes, donde los niveles de captura no superan las 100 toneladas anuales (**Fig. 15**).

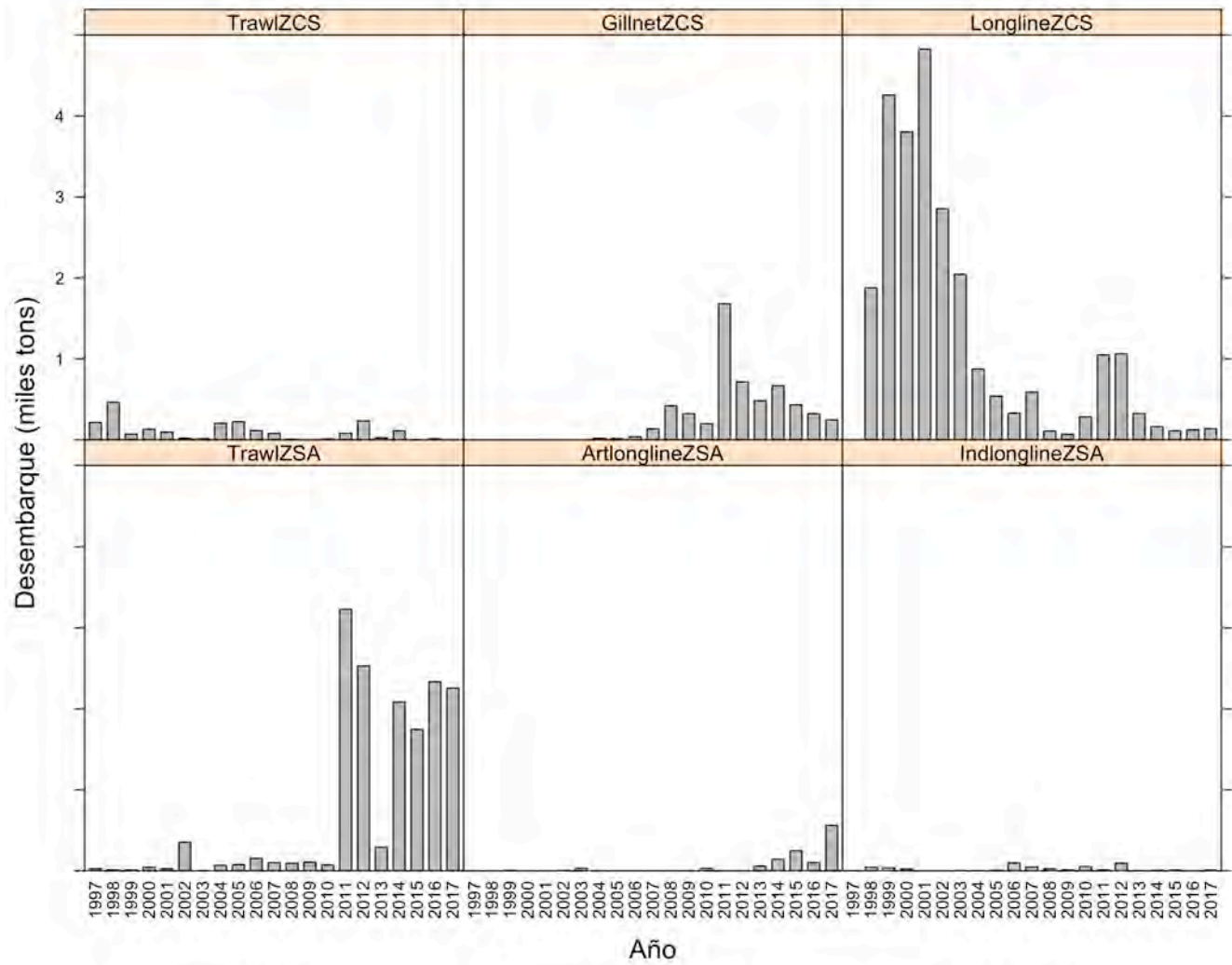


Fig. 9. Desembarque anual (miles de toneladas) de reineta (*Brama australis*) entre 1997 y 2017 según arte de pesca y zona.

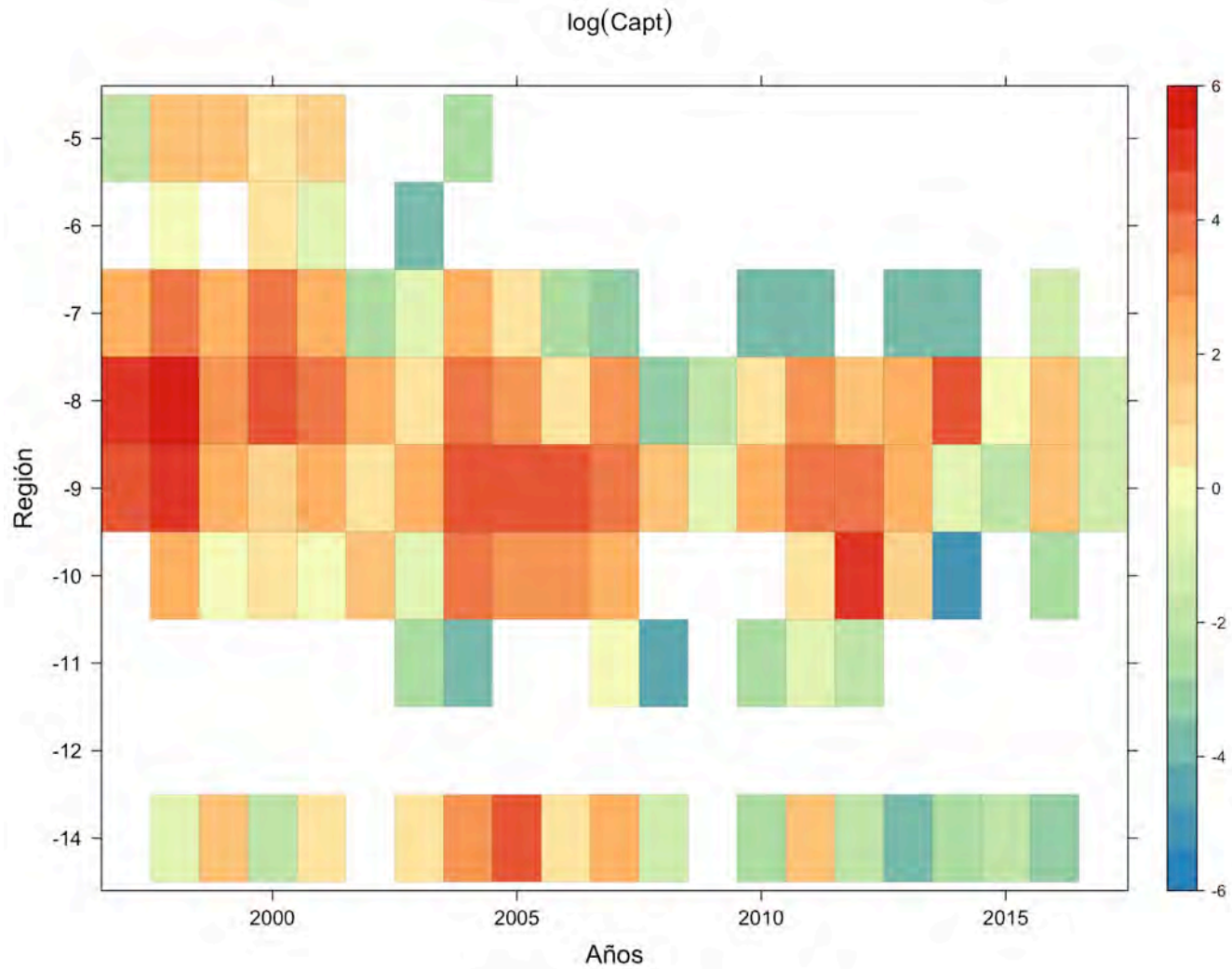


Fig. 10. Distribución espacio-temporal del logaritmo de la captura de reineta (*Brama australis*) por región administrativa entre 1997 y 2017 debida a la flota de arrastre de la zona centro-sur.

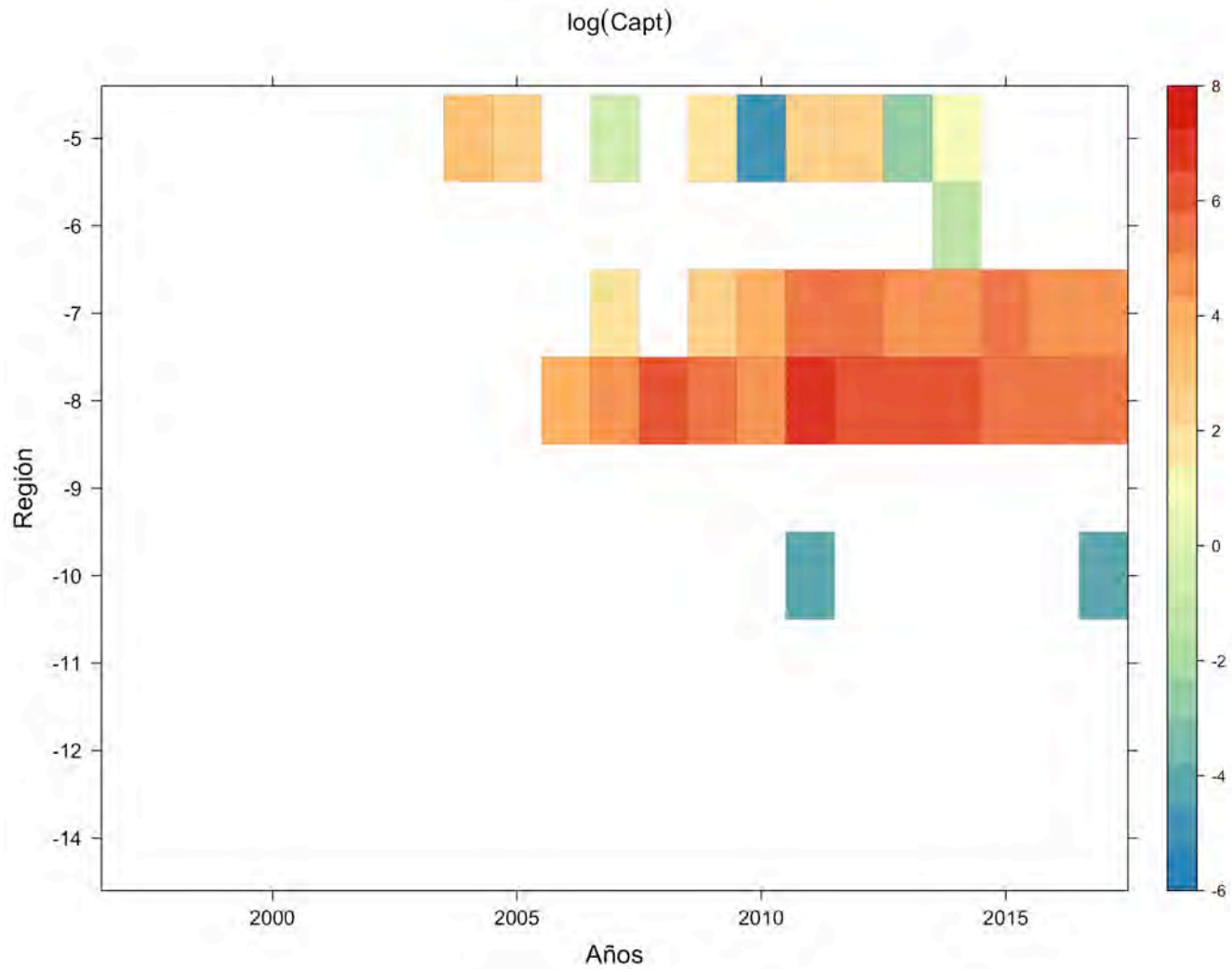


Fig. 11. Distribución espacio-temporal del logaritmo de la captura de reineta (*Brama australis*) por región administrativa entre 1997 y 2017 debida a la flota de enmalle de la zona centro-sur.

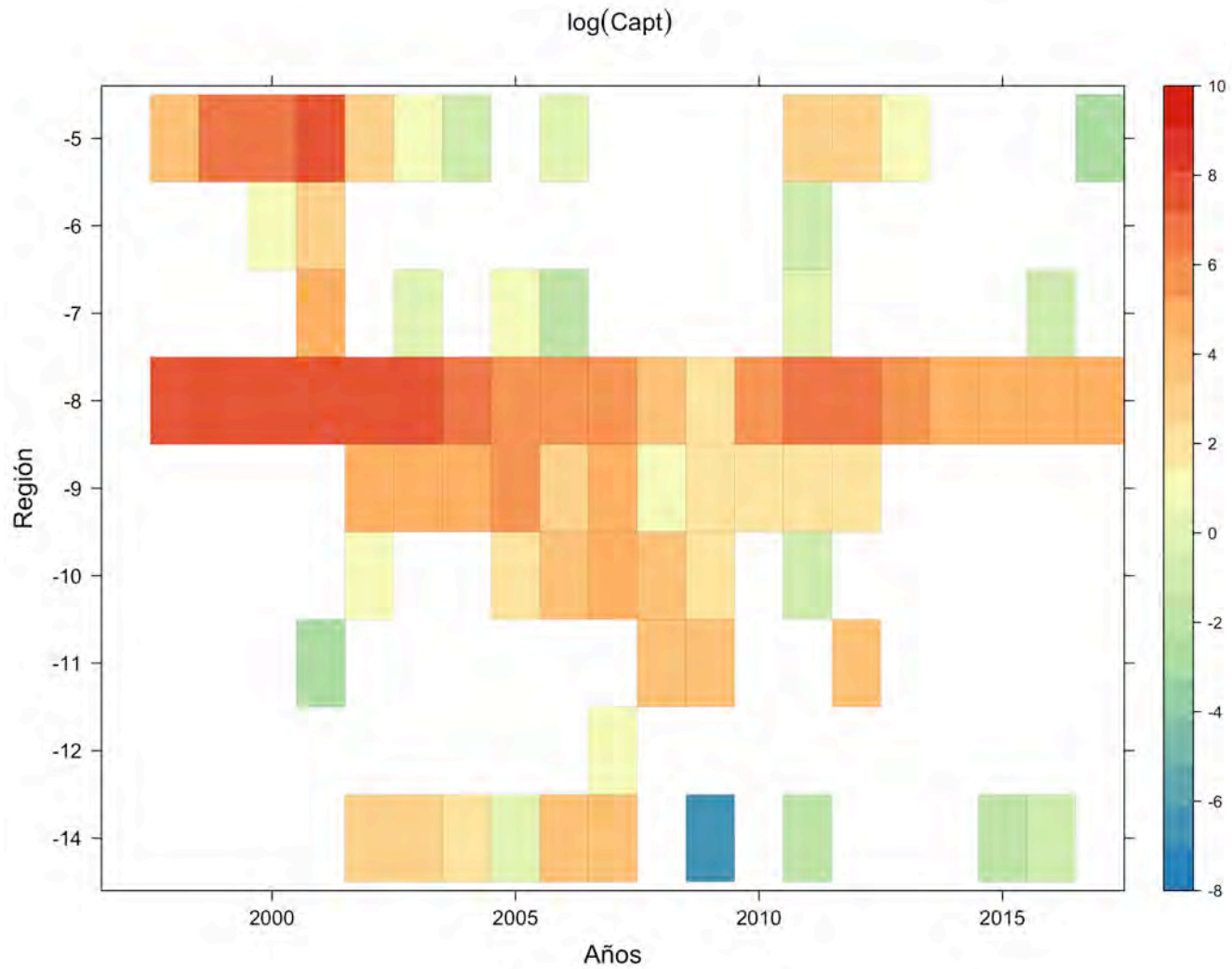


Fig. 12. Distribución espacio-temporal del logaritmo de la captura de reineta (*Brama australis*) por región administrativa entre 1997 y 2017 debida a la flota de espinel de la zona centro-sur.

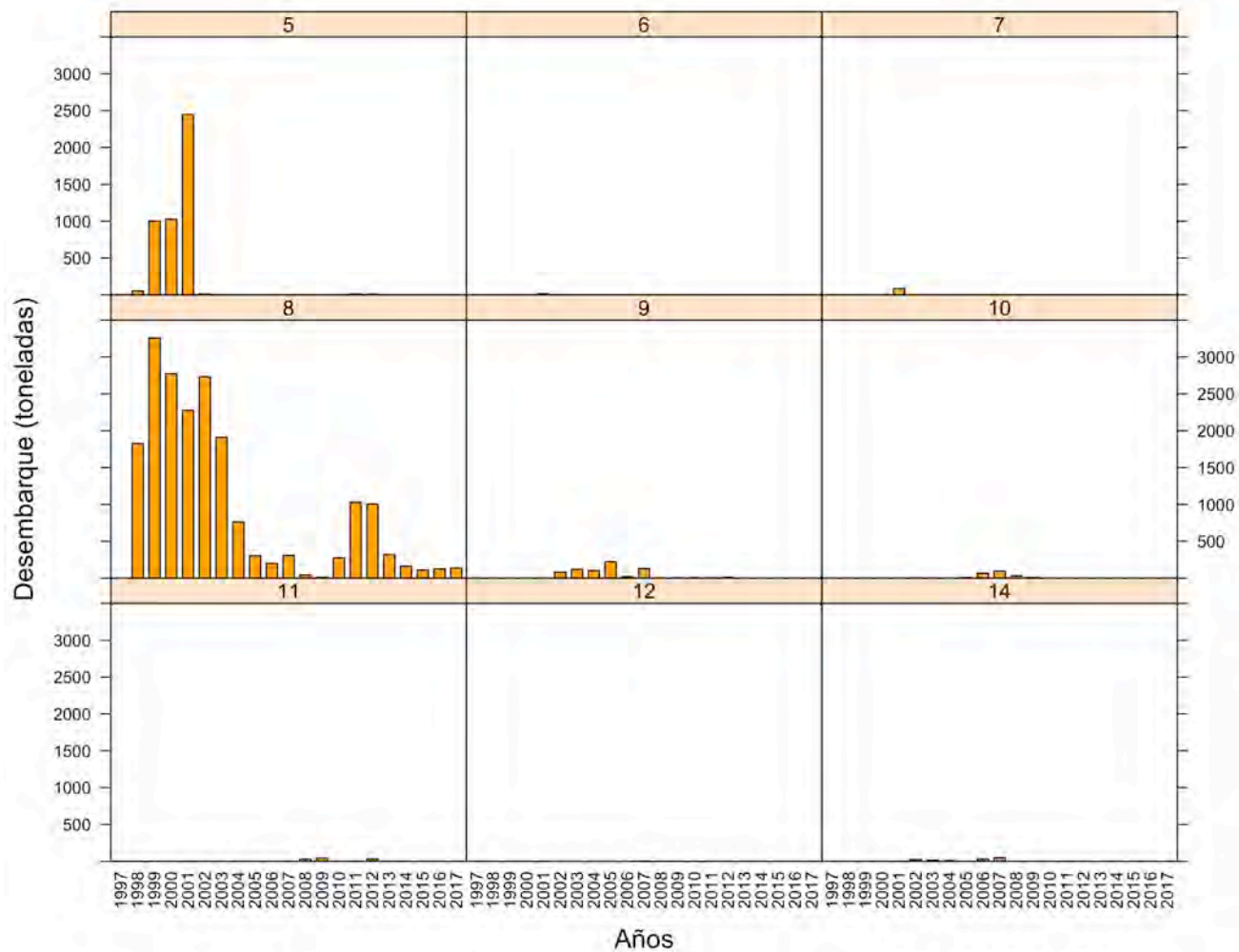


Fig. 13. Desembarques (toneladas) anuales de reineta (*Brama australis*) por región administrativa de la flota de espinel de la zona centro-sur. Período 1997 – 2017.

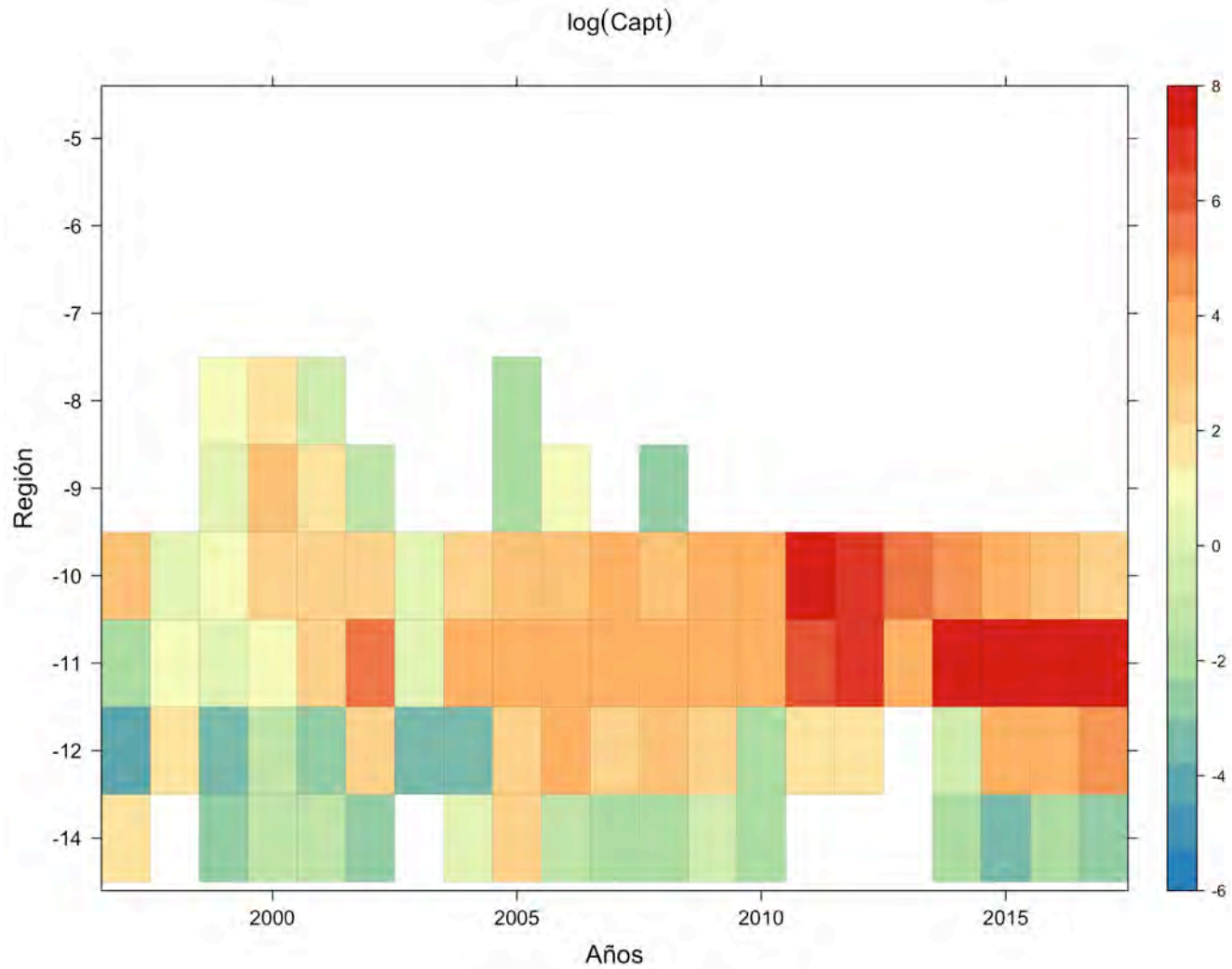


Fig. 14. Distribución espacio-temporal del logaritmo de la captura de reineta (*Brama australis*) por región administrativa entre 1997 y 2017 debida a la flota de arrastre de la zona sur-austral.

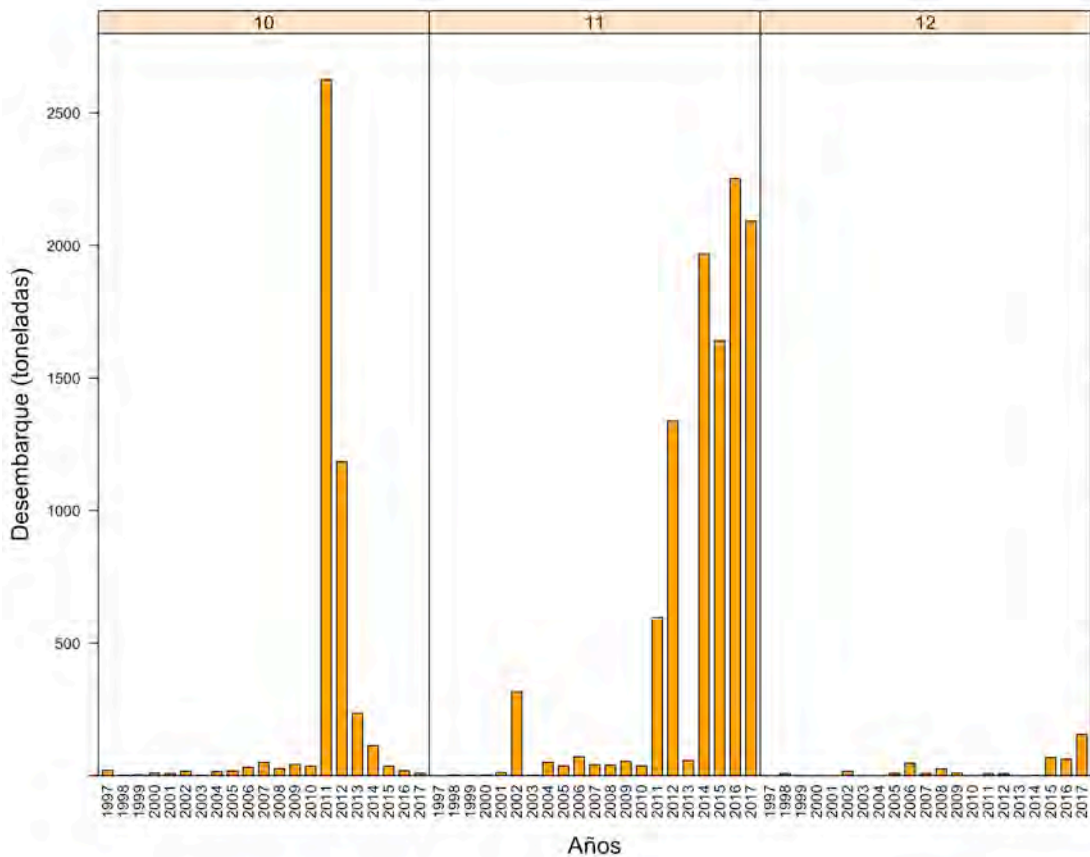


Fig. 15. Desembarques (toneladas) anuales de reineta (*Brama australis*) por región administrativa de la flota de arrastre de la zona sur-austral. Período 1997 – 2017.

En el caso de la pesquería de espinel artesanal de la zona sur-austral, las principales capturas se realizan en la Región de los Lagos, particularmente desde el año 2012. Sin embargo, capturas de esta flota se registran desde 2004, las que no superaron las 40 toneladas anuales, en la Región de los Ríos, cuando anteriormente esta formaba parte de la X Región (**Fig. 16**). Finalmente, en el caso de la pesquería de palangre industrial de la zona sur-austral, se registran capturas desde 1997 principalmente en la Región de Aysén y secundariamente en la Región de Magallanes. En la Región de los Lagos, capturas debido a esta flota solo ocurrieron entre 2001 y 2004 (**Fig. 17**).

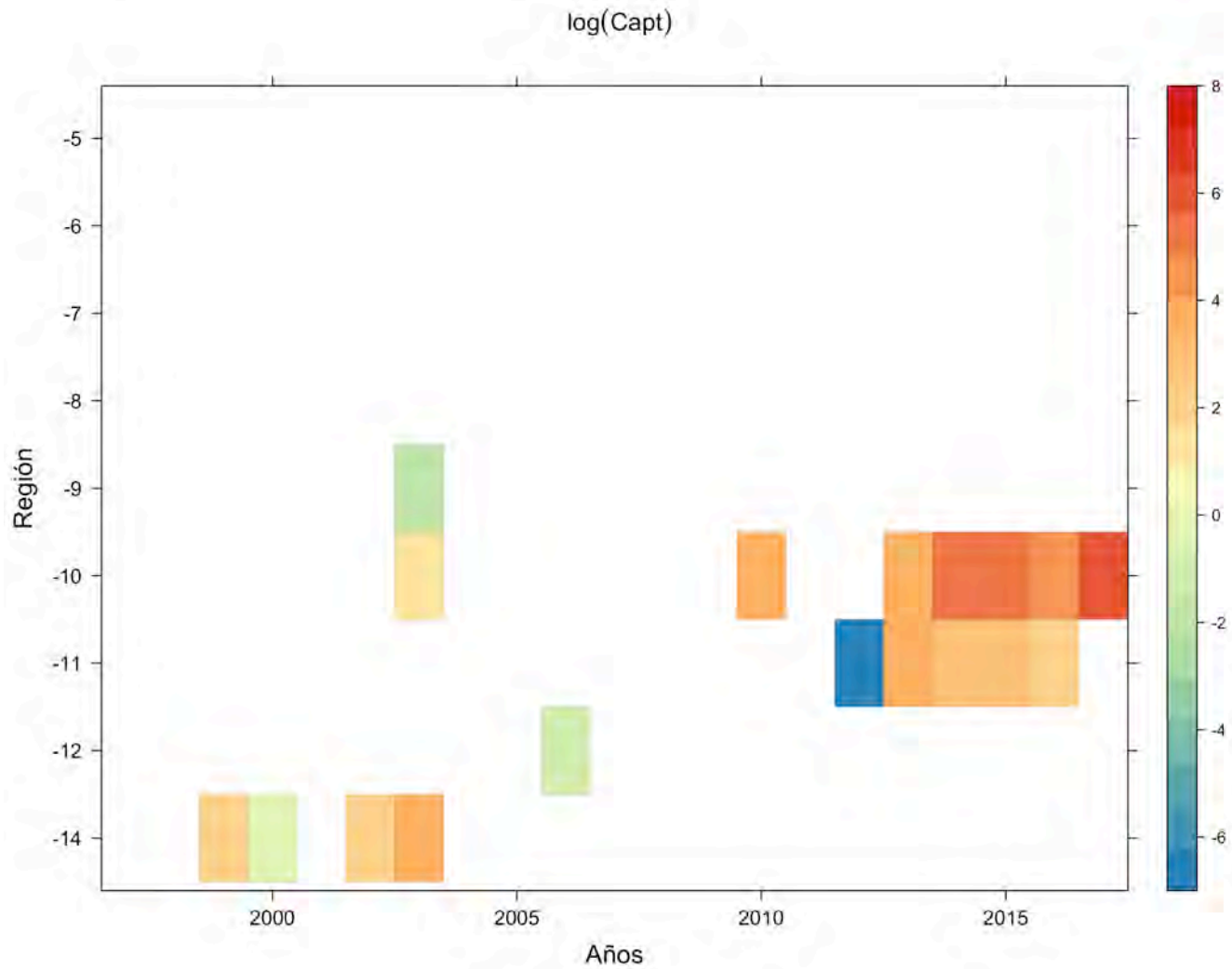


Fig. 16. Distribución espacio-temporal del logaritmo de la captura de reineta (*Brama australis*) por región administrativa entre 1997 y 2017 debida a la flota de espinel artesanal de la zona sur-austral.

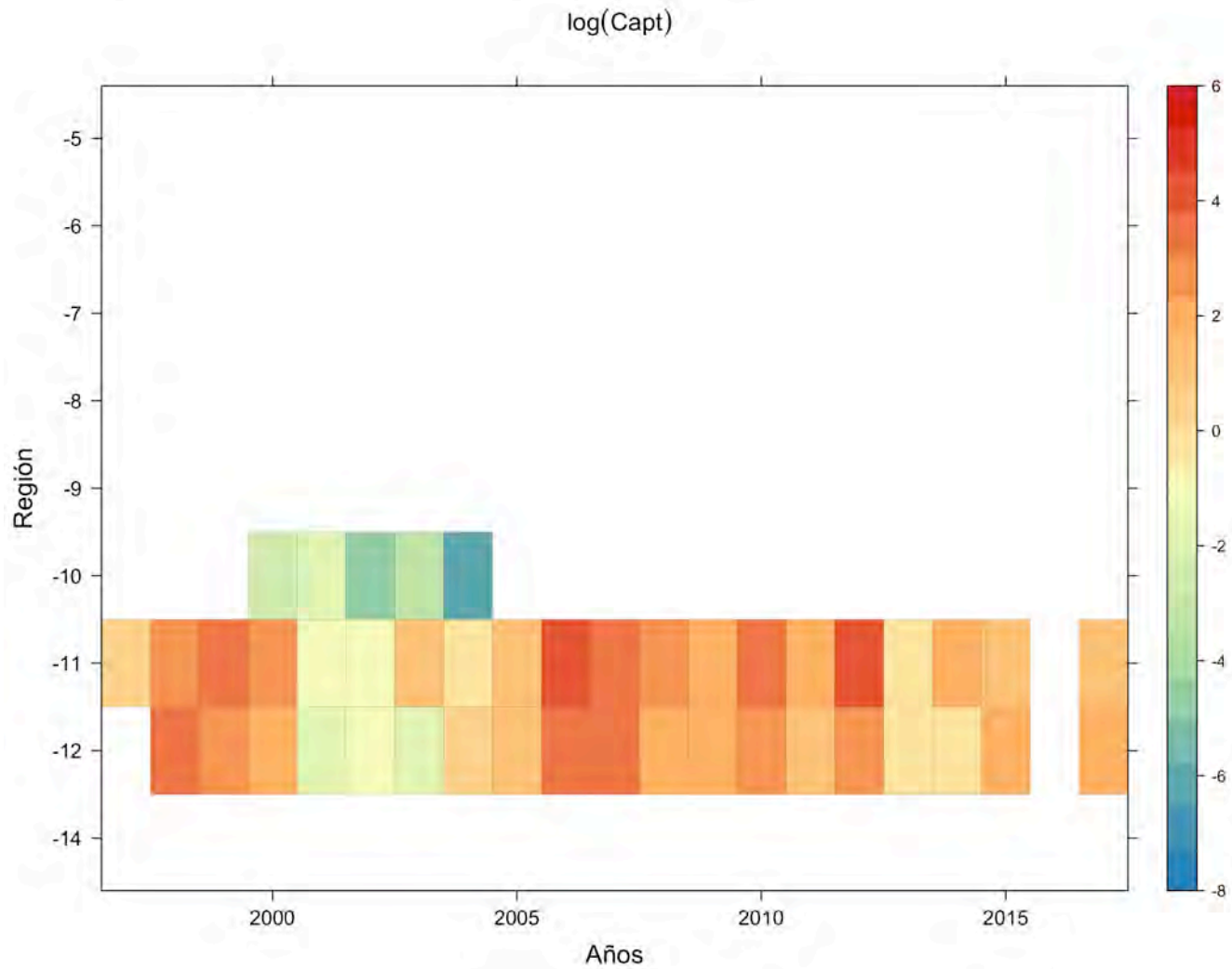


Fig. 17. Distribución espacio-temporal del logaritmo de la captura de reineta (*Brama australis*) por región administrativa entre 1997 y 2017 debida a la flota de palangre (industrial) de la zona sur-austral.

Se analizó la distribución de la captura por lance de pesca acumulada en celdas de 15 millas nauticas de longitud por 20 millas nauticas de latitud. La distribución espacial de las capturas de reineta se extiende desde 31°53'S hasta 56°58'S, y hasta 79°30'W en su extensión más oceánica. Las mayores capturas acumuladas se concentran de 35° a 47° S. Al respecto, destacan dos grandes zonas de concentración de capturas, a saber: una de 36°S a 40°S, asociada principalmente a la pesquería de arrastre, espinel y enmalle de la zona centro-sur, y otra de 41°30'S a 47°S, asociada a la pesquería de arrastre, espinel y palangre de la zona sur-austral (**Fig. 18**).

En el caso de la flota de arrastre de la zona centro-sur, las capturas de reineta ocurren entre 31° y 42° S, con dos zonas principales, la primera y de mayor importancia ocurre entre 36° y 39°30'S, y la segunda frente a la Isla de Chiloé, en torno a 43°S (**Fig. 19**). En tanto, en el caso de la pesquería de enmalle de la zona centro-sur, las capturas se concentran entre 34°30' y 38°S, aunque se extienden desde 32°S por el norte y 40°S como límite sur (**Fig. 19**). En el caso de la pesquería de espinel de la zona centro-sur, para el período 1997-2007, las capturas de reineta ocurrieron entre 32° y 45°S, identificándose una zona de mayor concentración en torno a 38°S (asociado al puerto de Lebu en la Región del Biobío) (**Fig. 19**)

En la zona sur-austral, en el caso de la pesquería de arrastre, las capturas de dicha flota se extendieron entre 36° y 57°S. Sin embargo, destaca una extensa zona con mayores capturas entre 41° y 48°S (**Fig. 20**). En el caso de la pesquería artesanal de espinel, las capturas de reineta se concentran entre 42° y 44°S; el rango de distribución de las capturas de esta flota ocurre entre 40° y 45°S (**Fig. 20**). Finalmente, en el caso de la pesquería de palangre (industrial), las capturas de reineta ocurren entre 41° y 56°S, con una mayor concentración entre la Península de Taitao (47°S) y 51°S (**Fig. 20**).

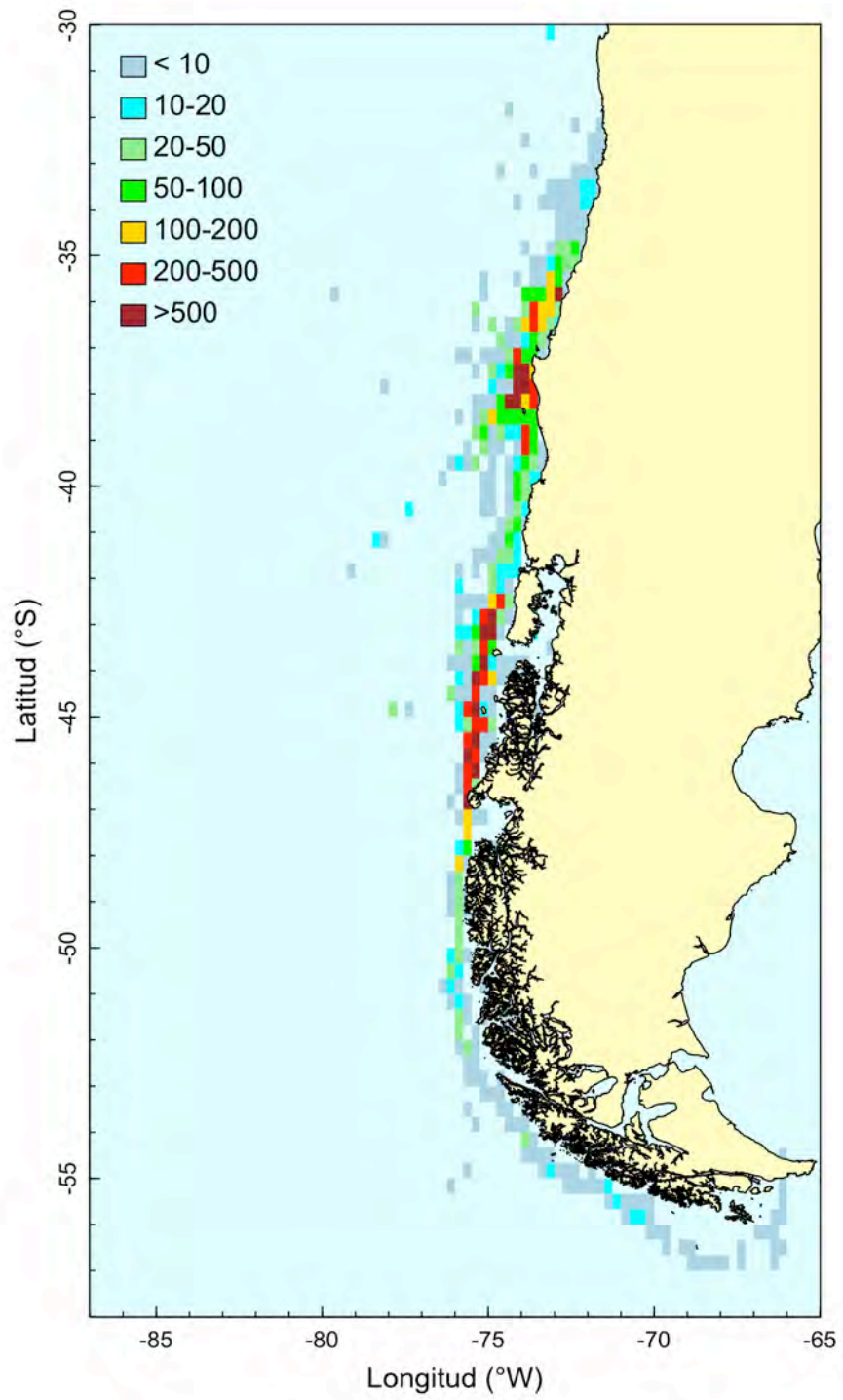


Fig. 18. Distribución espacial de la captura de *B. australis* acumulada por celda (t). Período: 1997 a 2017.

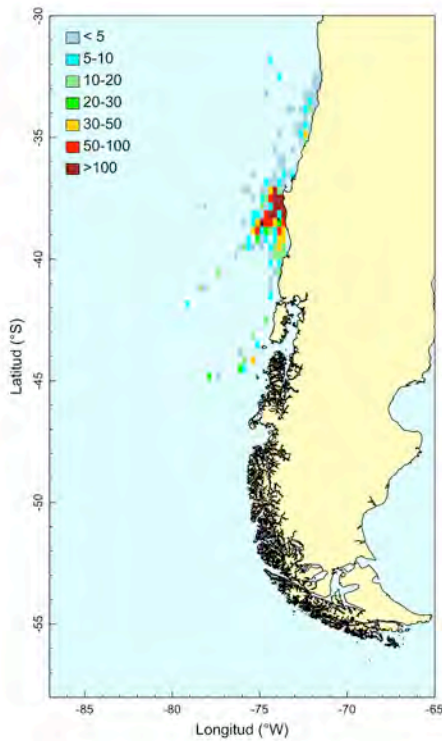
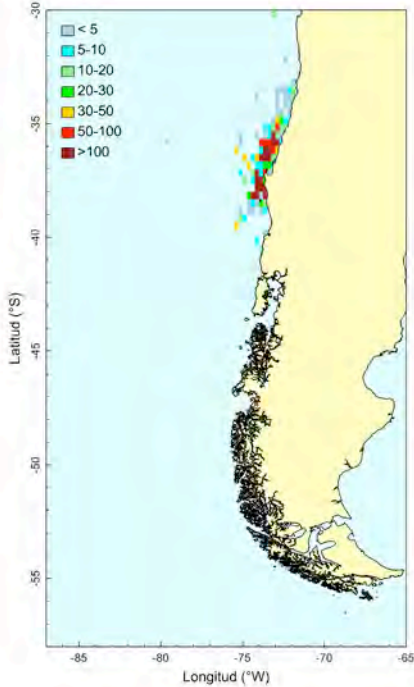
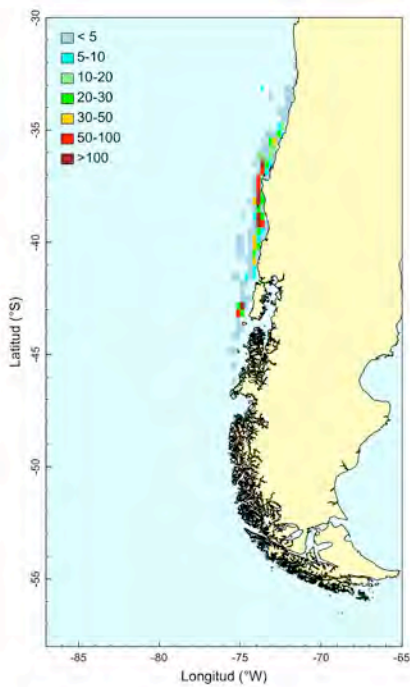


Fig. 19. Distribución espacial de la captura de *B. australis* acumulada por celda (t) debida a la flota de arrastre (arriba izquierda), enmalle (arriba derecha) y espinel (abajo) de la zona centro-sur. Período: 1997 a 2017.

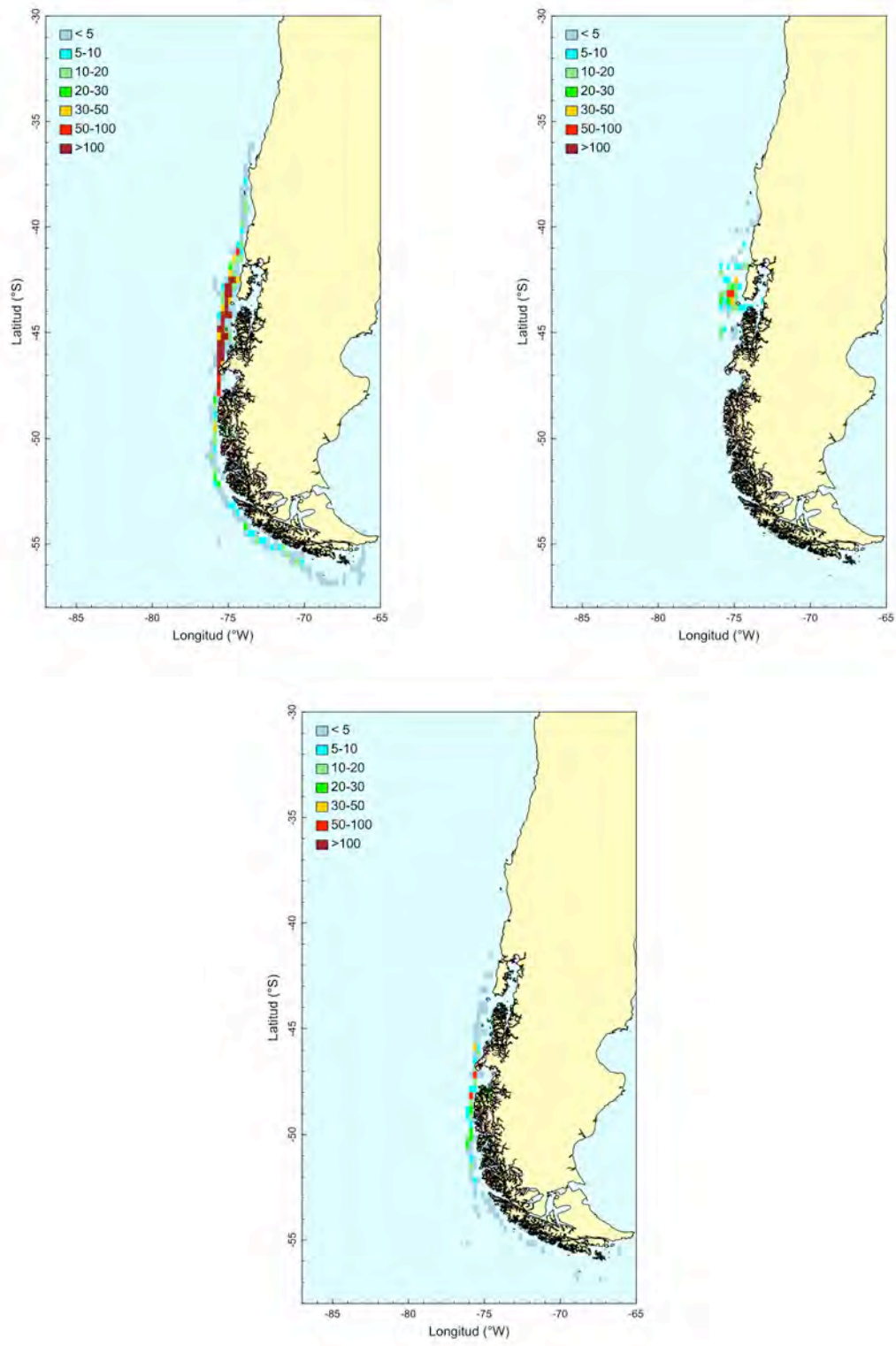


Fig. 20. Distribución espacial de la captura de *B. australis* acumulada por celda (t) debida a la flota de arrastre (arriba izquierda), espinel (arriba derecha) y palangre (abajo) de la zona sur-austral. Período: 1997 a 2017.

4.2.1.2 Composición de tamaños en las capturas

Se analizó la composición de tamaños en las capturas anuales para aquellos años en que se encontró información de muestreos de talla. Al respecto, mucha de la información no incluía la posición geográfica de procedencia de las muestras, sin embargo, se contó con el puerto de recalada, con lo que se logró consignar la región administrativa de procedencia de las capturas. Por otro lado, a diferencia de la información de captura (bitácoras de pesca), en el caso de la Zona Centro-Sur, la información de tallas de las capturas de enmalle y espinel se encontró consolidada en una única base de datos, sin identificar el arte de pesca con que fue obtenida cada muestra. En consecuencia, dicha información se analiza también de manera agregada. La **Tabla 12** entrega el número de ejemplares medido anualmente según arte y zona.

Tabla 12. Número de ejemplares medidos en los muestreos de composición de tamaños de reineta *B. australis* según arte y zona entre 1997 y 2017.

Año	Arte/Zona					Total
	Arrastre ZCS	Enmalle-Espinel ZCS	Arrastre ZSA	Espinel ZSA	Palangre ZSA	
1997	20					20
1998		898			53	951
1999	339	24.407		8.281		33.027
2000	333	25.674		631	252	26.890
2001	1.656	26.054				27.710
2002	104	17.728	43			17.875
2003	67	4.988		41		5.096
2004		186				186
2005	68		140			208
2006	265		696			961
2007	146	1	62			209
2008	123					123
2009		427	382			809
2010	61	946	121			1.128
2011	80	3.024	11.363			14.467
2012	93	3.920	7.347	1		11.361
2013		81	2.188	402		2.671
2014		483	5.251	745	157	6.636
2015		1.552	14.169		383	16.104
2016	28	152	18.165		77	18.422
2017	24	1.610	12.697		393	14.724
Total	3.407	112.131	72.624	10.101	1.315	199.578

La longitud promedio en las capturas de la pesquería de arrastre de la zona centro-sur fluctuó entre 41,0 cm de longitud horquilla (LH, cm) en el año 2000 y 49,5 cm LH en el año 2015 (**Tabla 13**), mientras que en la pesquería de enmalle-espinel, la longitud promedio fluctuó entre 40,2 cm LH (año 2001) y 48,6

cm LH en el año 2015 (**Tabla 13, Fig. 21**). La **Figura 22 y 23** muestra la longitud mediana en las capturas por año y mes, según arte/flota.

En el caso de la pesquería de arrastre de la zona sur-austral, la longitud promedio fluctuó entre 38,8 cm LH (año 2004) y 45,5 cm LH en el año 2006, mientras que, en la misma zona, en la pesquería de espinel, la longitud promedio en las capturas fluctuó entre 37,2 cm LH en el año 2010 y 43,1 cm LH (año 2012). En el caso de la pesquería de palangre de la zona sur-austral, en el período 2014-2017, la longitud promedio de reineta fluctuó entre 39,6 y 42,6 cm LH, en tanto, en los años 1998 y 200, la longitud promedio fue 40,2 cm y 43,2 cm LH, respectivamente (**Tabla 14, Fig. 23**). Las **Figuras 24 a 26** muestran la longitud mediana en las capturas por año y mes, según arte/flota.

Tabla 13. Longitud horquilla (cm) promedio (Prom.), desviación estándar (D.E.), mínima (Min.), máxima (Max.) y tamaño de muestra (n) de reineta entre 1997 y 2017 en las capturas de la flota de arrastre y enmalle-espindel de la zona centro sur.

Año	Arrastre ZCS					Enmalle-Espindel ZCS				
	Prom.	D.E.	Min.	Máx.	n	Prom.	D.E.	Min.	Max.	n
1997	42,3	4,6	35,0	50,0	20					
1998						43,7	4,1	34,0	54,0	898
1999	49,4	2,5	39,0	56,0	339	43,5	5,3	20,0	63,0	32.688
2000	41,0	3,4	26,0	49,0	333	40,3	3,0	23,0	65,0	26.305
2001	41,8	3,2	32,0	52,0	1.656	40,2	2,7	27,0	56,0	26.054
2002	42,0	2,0	35,0	47,0	104	41,2	3,0	27,0	56,0	17.674
2003	43,6	1,8	40,0	48,0	67	42,7	2,7	25,0	55,0	8.480
2004						44,9	2,6	30,0	56,0	4.350
2005	47,4	2,6	40,0	54,0	68	41,4	3,6	29,0	57,0	6.091
2006	41,9	3,5	33,0	50,0	265	44,2	3,7	25,0	58,0	7.555
2007	46,5	3,9	36,0	53,0	146	44,1	3,6	25,0	57,0	11.345
2008	47,7	2,6	42,0	54,0	123	46,1	3,7	30,0	59,0	2.994
2009						46,6	3,3	33,0	59,0	4.573
2010	41,3	2,8	31,0	45,0	90	42,5	6,1	30,0	59,0	5.456
2011	42,7	3,8	36,0	54,0	332	44,6	4,0	31,0	59,0	11.425
2012	43,0	3,0	36,0	53,0	429	44,5	3,1	35,0	59,0	10.711
2013	45,0	5,3	29,0	58,0	180	44,1	3,4	28,0	55,0	9.060
2014	48,2	2,3	44,0	55,0	35	46,5	3,1	34,0	57,0	7.700
2015	49,5	2,6	45,0	55,0	19	48,6	4,6	37,0	65,0	4.671
2016	45,1	4,8	31,0	55,0	447	44,5	3,9	31,0	58,0	5.604
2017	44,7	6,0	31,0	59,0	131	43,2	3,8	32,0	55,0	4.344

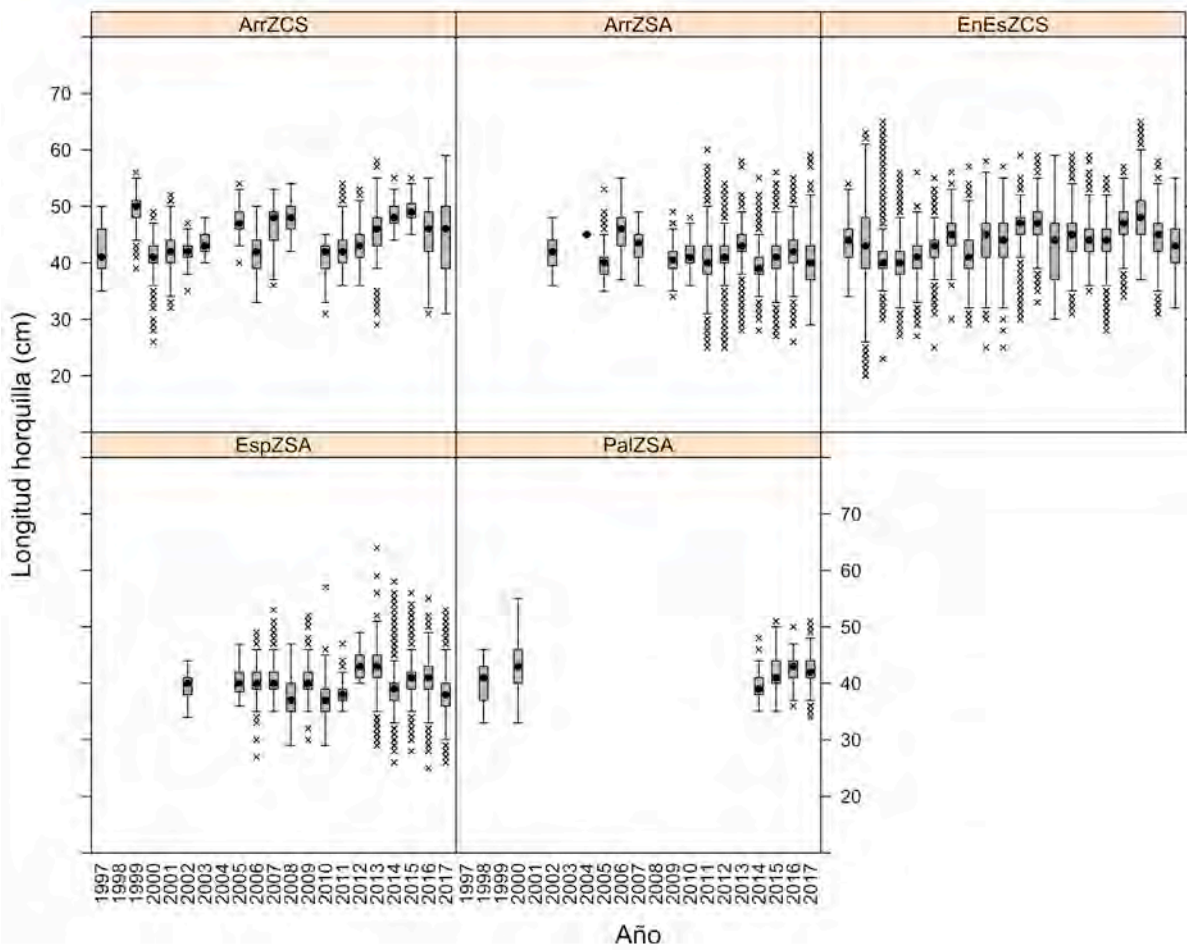


Fig. 21. Gráficos de bigotes de la longitud horquilla (LH, cm) de reineta (*Brama australis*) por arte de pesca y zona entre 1997 y 2017.

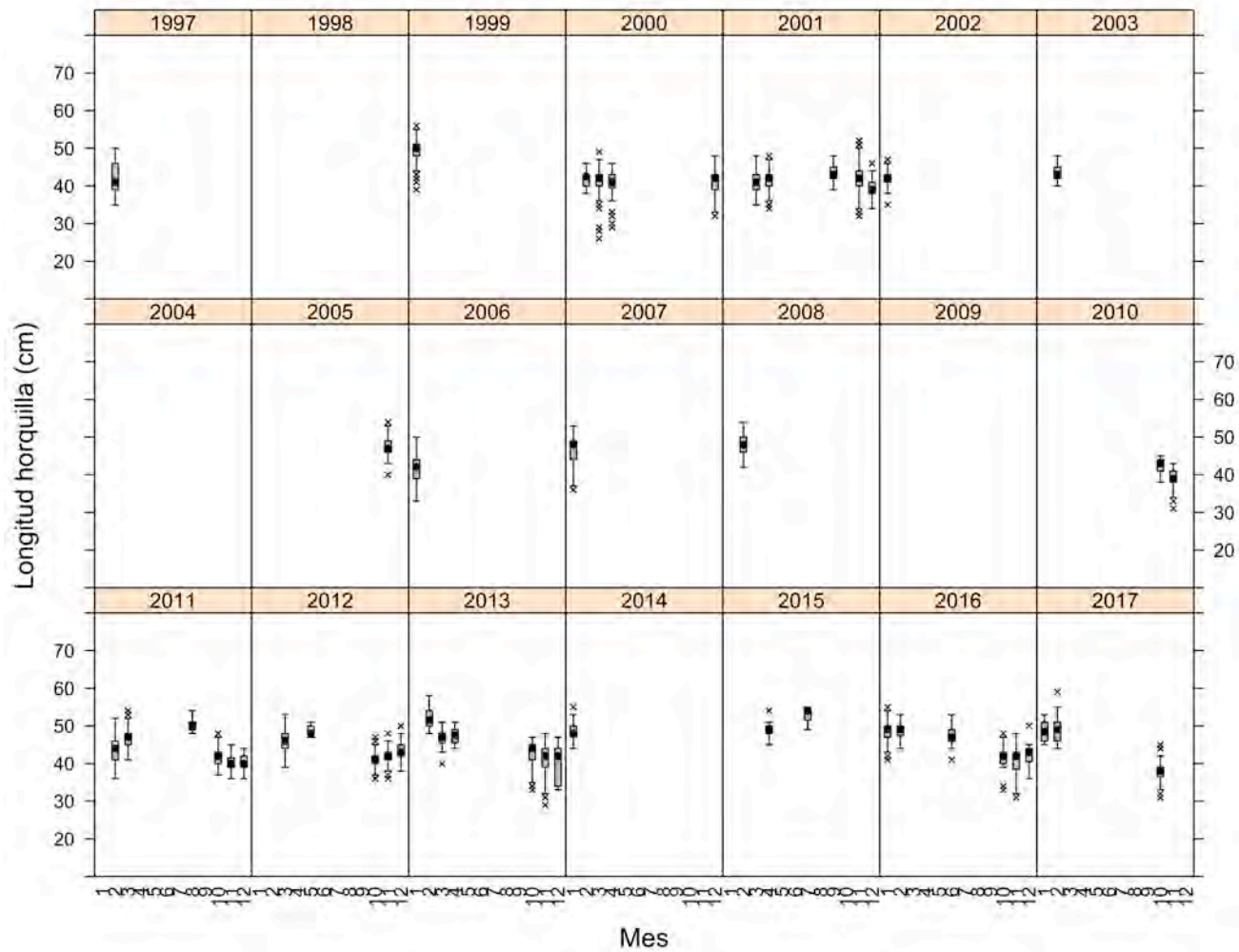


Fig. 22. Gráficos de bigotes de la longitud horquilla (LH, cm) de reineta (*B. australis*) en la flota de arrastre de la zona centro-sur, por mes y año entre 1997 y 2017.

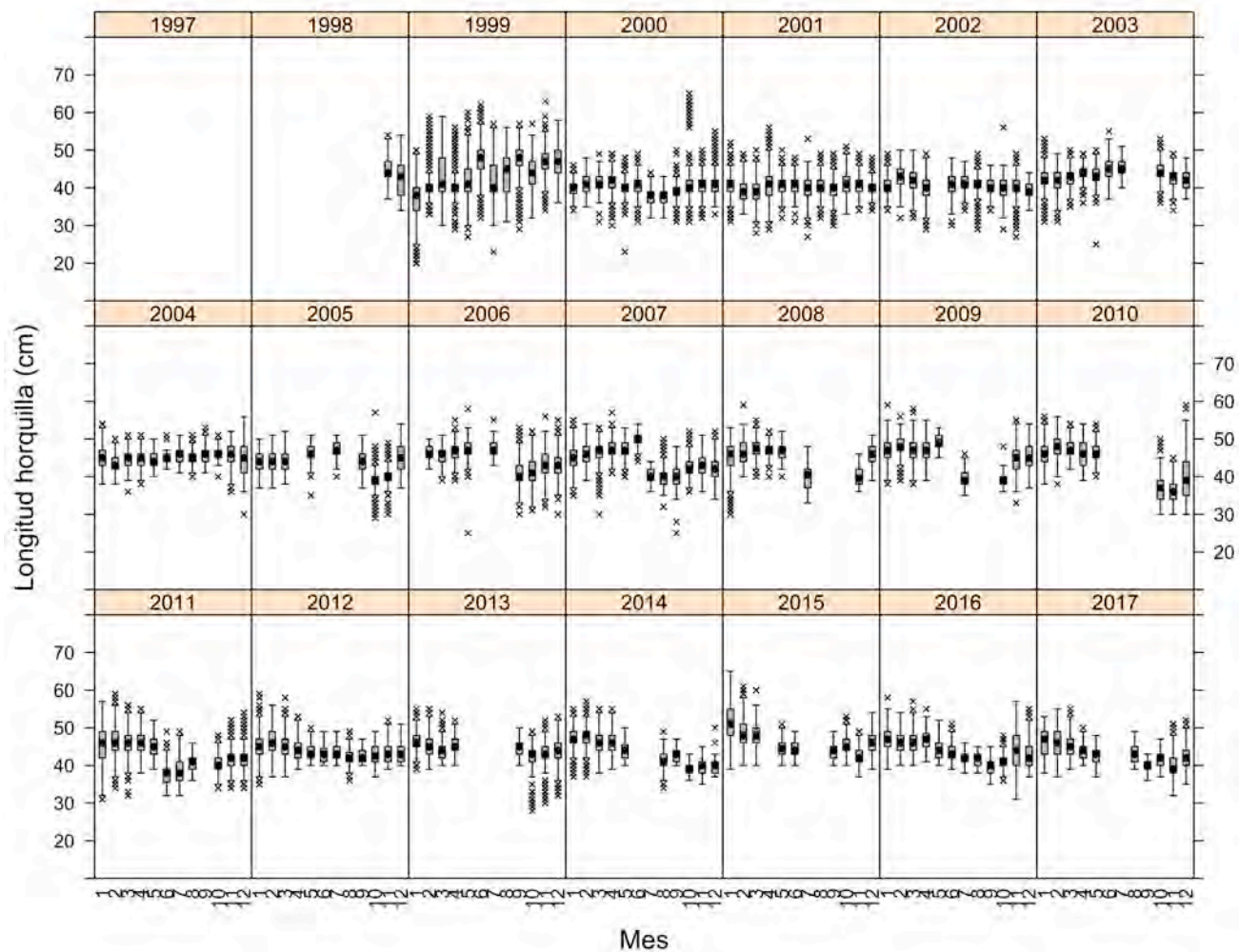


Fig. 23. Gráficos de bigotes de la longitud horquilla (LH, cm) de reineta (*B. australis*) en la flota de enmalle-espindel de la zona centro-sur, por mes y año entre 1997 y 2017.

Tabla 14. Longitud horquilla (cm) promedio (Prom.), desviación estándar (D.E.), mínima (Min.), máxima (Max.) y tamaño de muestra (n) de reineta entre 1997 y 2017 en las capturas de la flota de arrastre, espinel y palangre de la zona sur-austral.

Año	Arrastre ZSA					Espinel ZSA					Palangre ZSA				
	Prom.	D.E.	Min.	Máx.	n	Prom.	D.E.	Min.	Max.	n	Prom.	D.E.	Min.	Max.	n
1997															
1998											40,2	3,7	33,0	46,0	53
1999															
2000											43,2	4,6	33,0	55,0	252
2001															
2002	41,8	2,9	36,0	48,0	43	39,7	2,2	34,0	44,0	54					
2003															
2004	38,0	-	38,0	38,0	1										
2005	40,1	3,1	35,0	53,0	204	40,4	2,2	36,0	47,0	95					
2006	45,5	3,1	37,0	55,0	696	40,5	2,5	27,0	49,0	632					
2007	42,8	2,8	36,0	49,0	62	40,7	2,8	35,0	53,0	800					
2008						37,4	3,3	29,0	47,0	450					
2009	40,6	2,3	34,0	49,0	502	40,4	2,8	30,0	52,0	360					
2010	41,3	2,3	36,0	48,0	151	37,2	3,4	29,0	57,0	150					
2011	40,8	3,9	25,0	60,0	13639	38,3	1,9	35,0	47,0	117					
2012	41,0	3,2	25,0	54,0	9370	43,1	2,1	40,0	49,0	202					
2013	43,1	3,3	28,0	58,0	2893	42,5	3,8	29,0	64,0	5379					
2014	39,4	2,9	28,0	55,0	6722	38,9	2,7	26,0	58,0	7249	39,6	1,9	35,0	48,0	206
2015	41,2	3,0	27,0	56,0	17630	41,0	2,6	28,0	56,0	7549	41,8	3,0	35,0	51,0	540
2016	41,9	3,4	26,0	55,0	23083	40,5	3,5	25,0	55,0	5929	42,6	2,2	36,0	50,0	77
2017	40,1	3,4	29,0	59,0	16244	38,6	3,3	26,0	53,0	11456	42,3	2,9	34,0	51,0	503

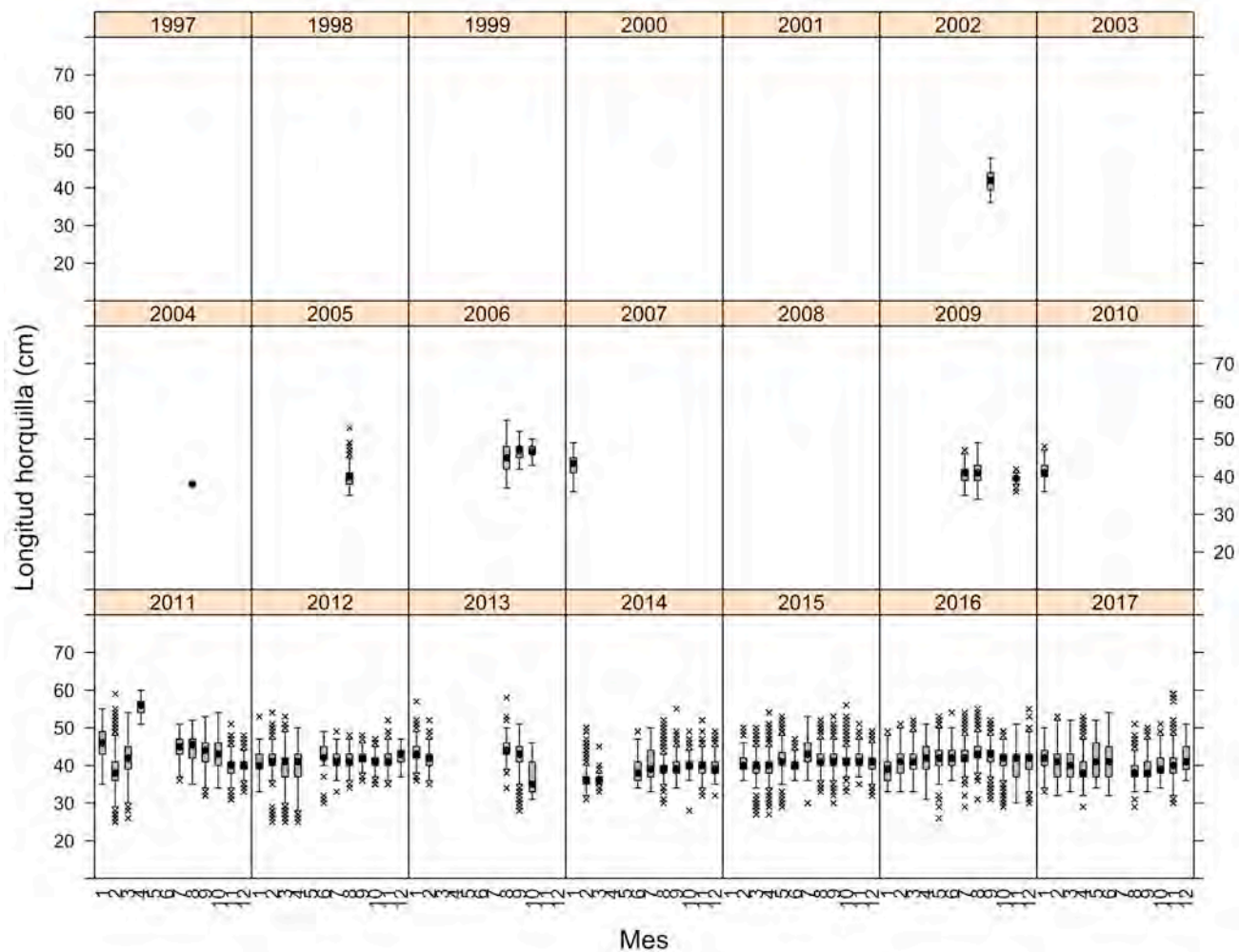


Fig. 24. Gráficos de bigotes de la longitud horquilla (LH, cm) de reineta (*B. australis*) en la flota de arrastre de la zona sur-austral, por mes y año entre 1997 y 2017.

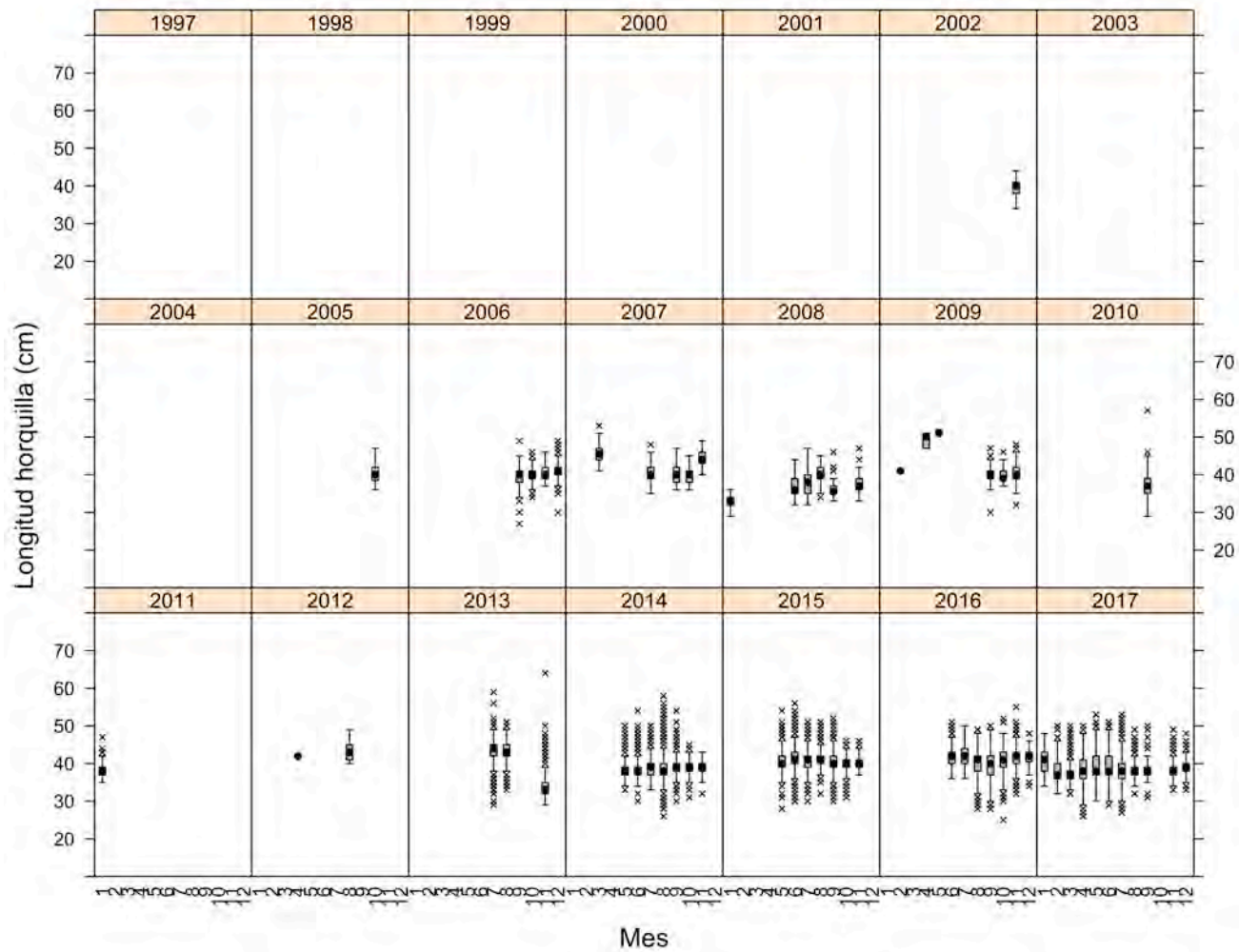


Fig. 25. Gráficos de bigotes de la longitud horquilla (LH, cm) de reineta (*B. australis*) en la flota de espinel de la zona sur-austral, por mes y año entre 1997 y 2017.

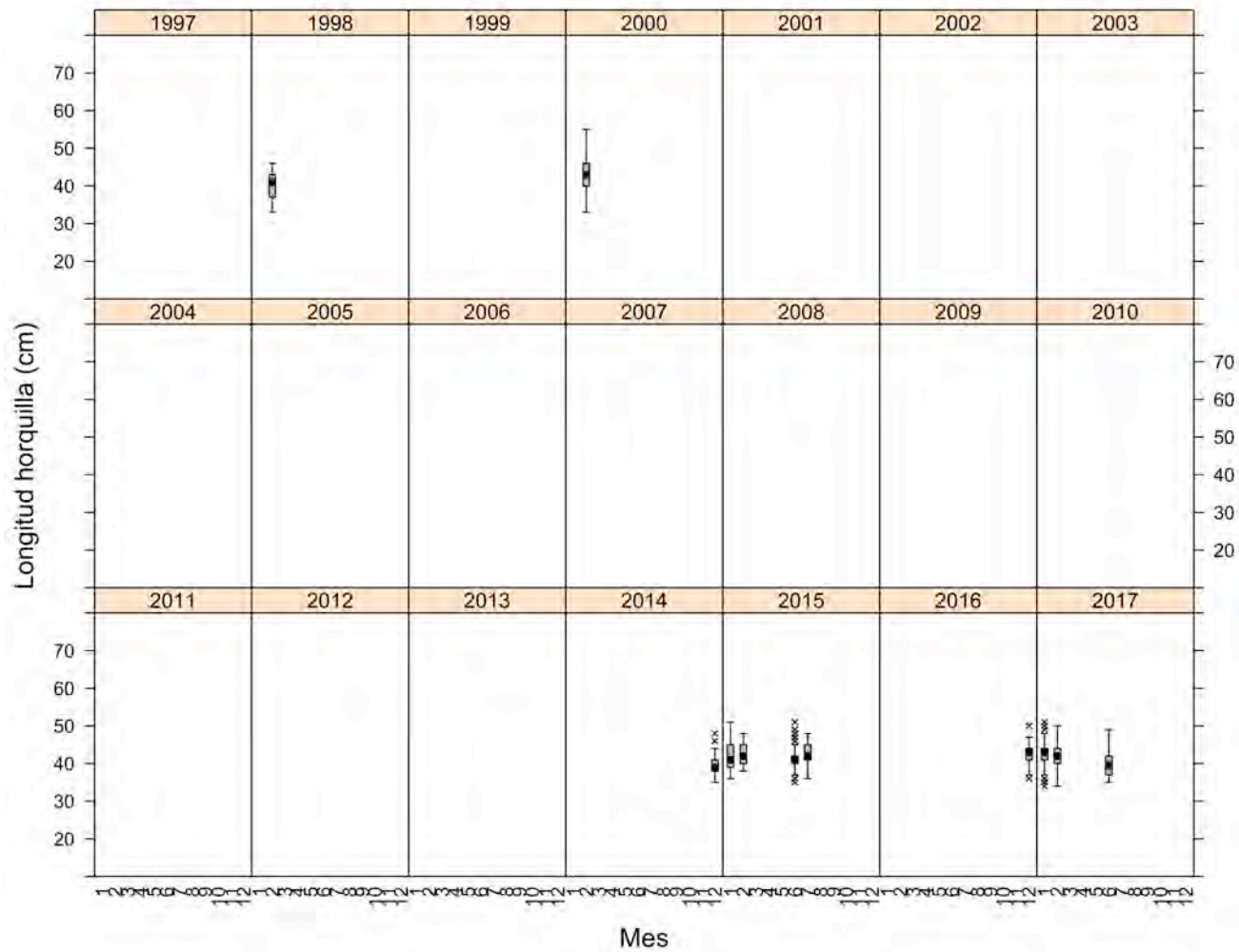


Fig. 26. Gráficos de bigotes de la longitud horquilla (LH, cm) de reineta (*B. australis*) en la flota de palangre de la zona sur-austral, por mes y año entre 1997 y 2017.

La composición de tamaños en las capturas acumuladas muestra, en general, una estructura unimodal en la zona sur austral (flota de arrastre, espinel y palangre), en cambio, en la zona centro-sur, existe evidencia de bimodalidad (**Fig. 27**). En el caso de la flota de arrastre de la zona centro-sur, la composición de tamaños anuales mostró, en la mayoría de los casos, estructuras unimodales. Bimodalidad marcada se observó en los años 2007, 2013, 2016 y 2017 (**Fig. 28**). En tanto, en la pesquería de enmalle-espinel de la zona centro-sur, donde se cuenta con más información de muestreos de talla, como en el caso de la pesquería de arrastre, mostró en general, estructuras unimodales, con la excepción de los años 1999, 2008, 2010, 2013 y 2015 (**Fig. 29**).

En el caso de las flotas de la zona sur-austral, en la pesquería de arrastre, la mayoría de las estructuras de tamaño fue unimodal. Sólo en el año 2012 y 2013 se observó una moda secundaria de ejemplares menores a 35 cm de longitud horquilla (**Fig. 30**). En el caso de la pesquería de espinel, también la mayoría de las estructuras de tamaño fue unimodal, con la excepción de los años 2013 y 2016 (**Fig. 31**). Finalmente, en la flota de palangre, las estructuras de tamaño fueron unimodales los años 2014, 2016 y 2017, mientras que en el año 2015 fue bimodal. En los 1998 y 2000, la estructura de tamaños, a pesar del bajo tamaño de muestra que condujo a la construcción de dicha estructura, tendió a ser unimodal (**Fig. 32**).

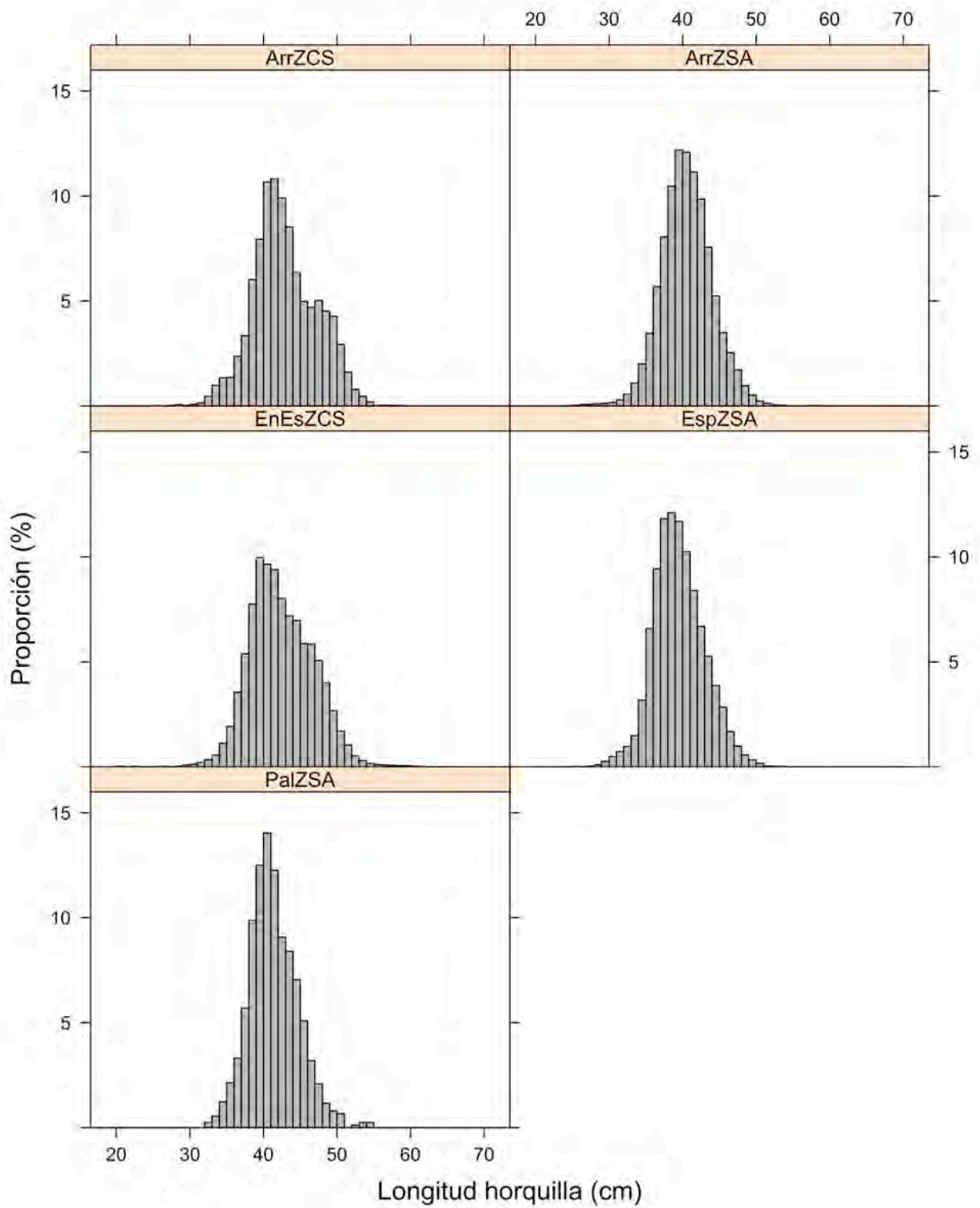


Fig. 27. Composición de tamaños en las capturas de reineta (*B. australis*) según arte/zona entre 1997 y 2017 (acumulado).

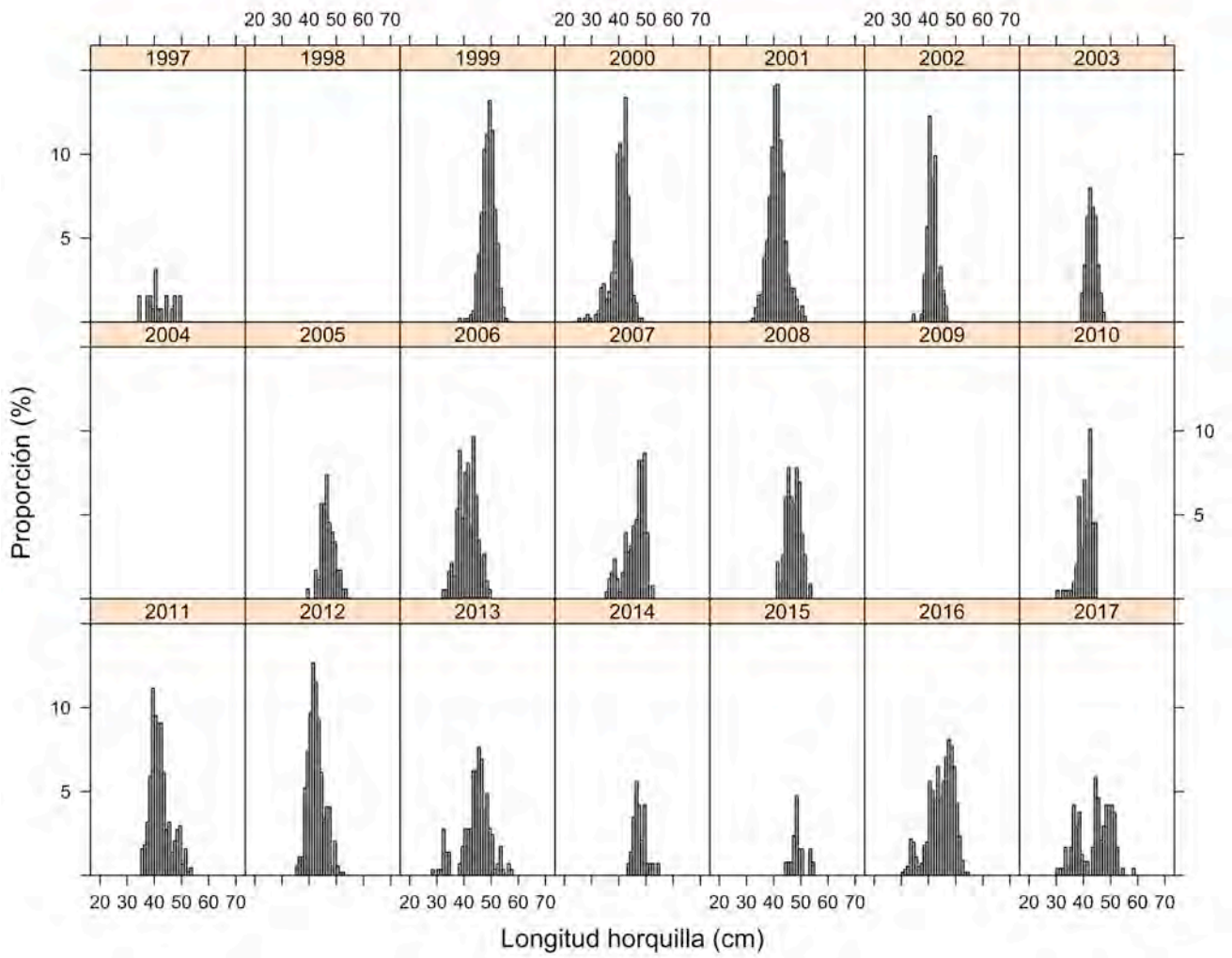


Fig. 28. Composición de tamaños en las capturas anuales de reineta (*B. australis*) en la flota de arrastre de la zona centro-sur entre 1997 y 2017.

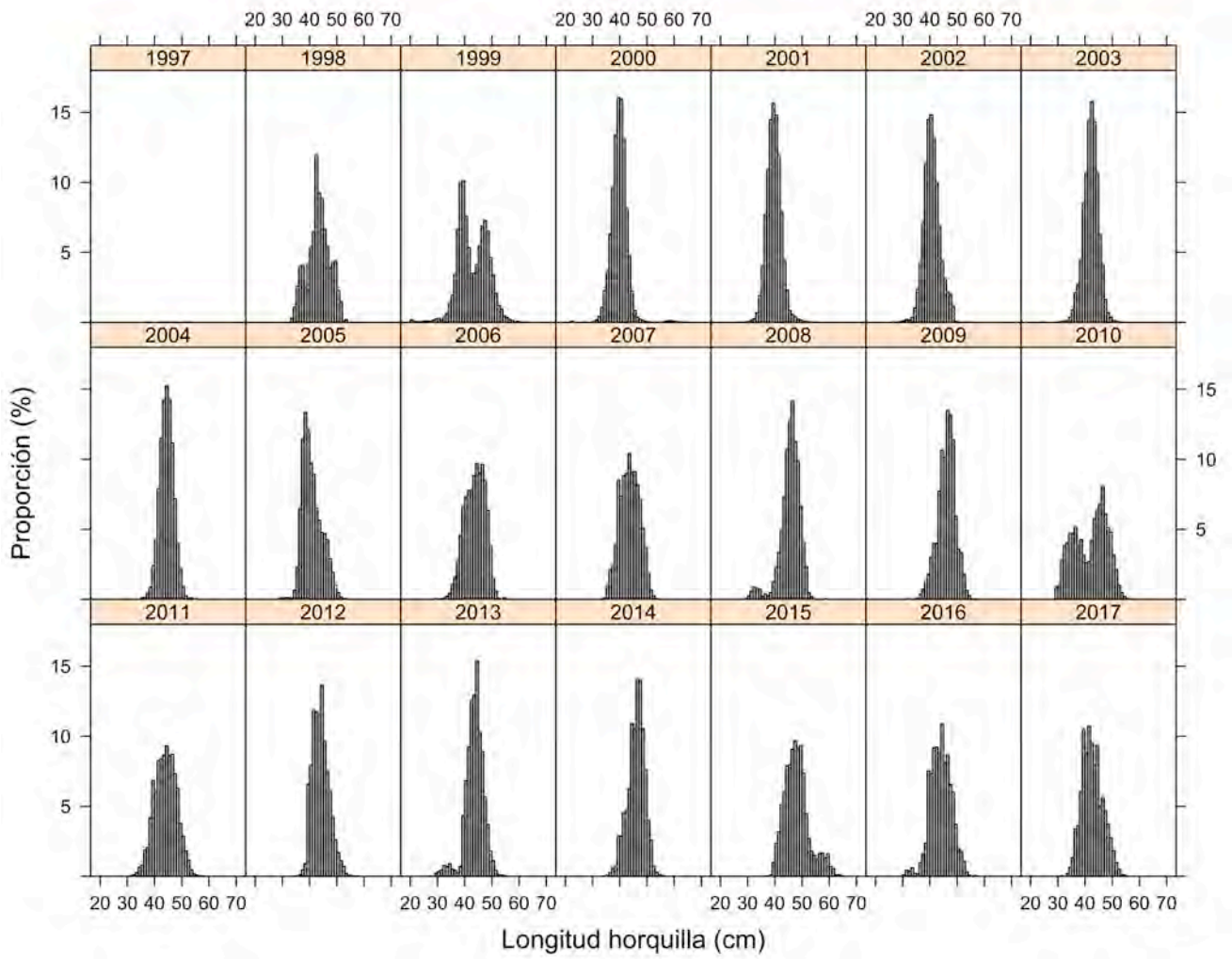


Fig. 29. Composición de tamaños en las capturas anuales de reineta (*B. australis*) en la flota de enmalle-espindel de la zona centro-sur entre 1997 y 2017.

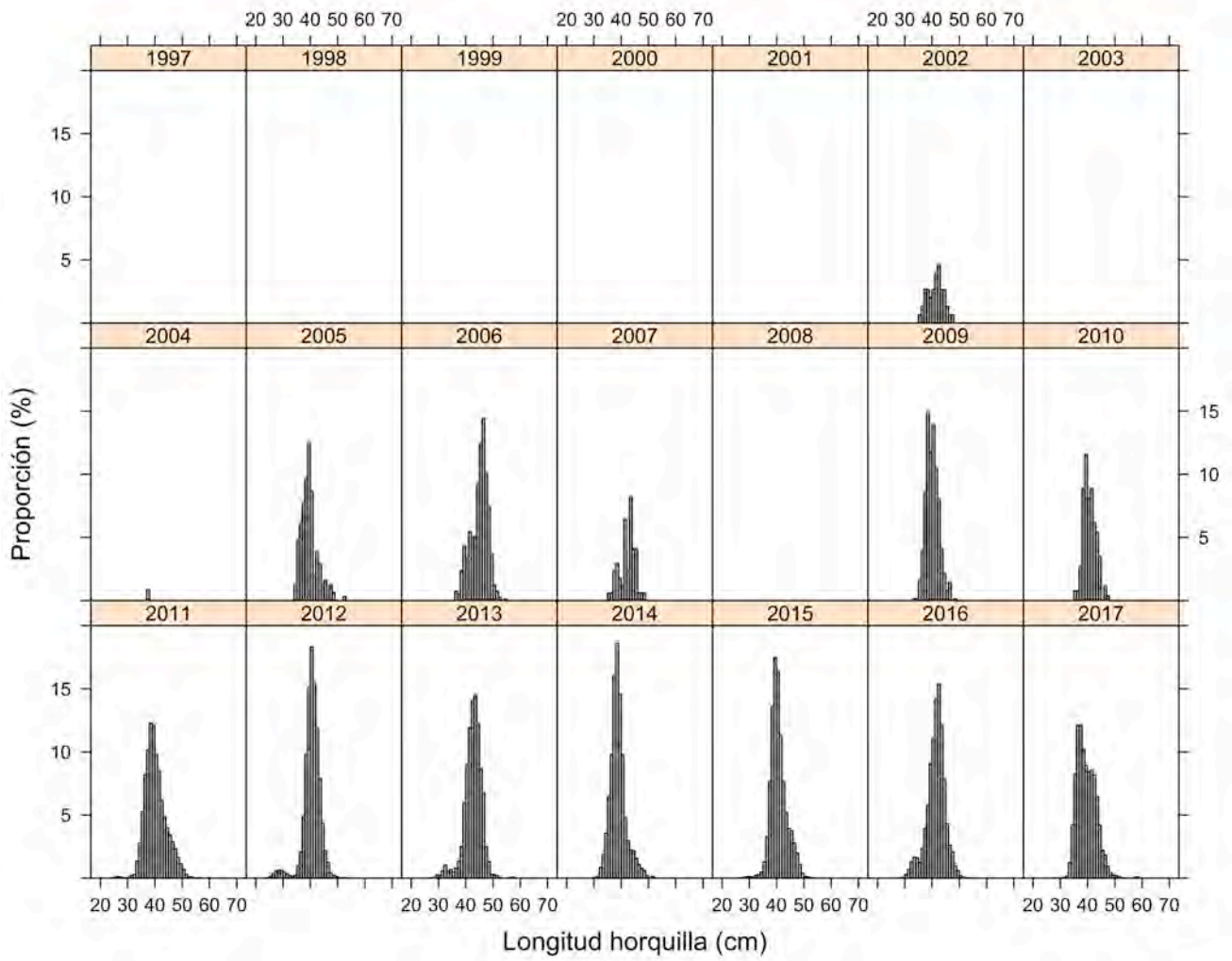


Fig. 30. Composición de tamaños en las capturas anuales de reineta (*B. australis*) en la flota de arrastre de la zona sur-austral entre 1997 y 2017.

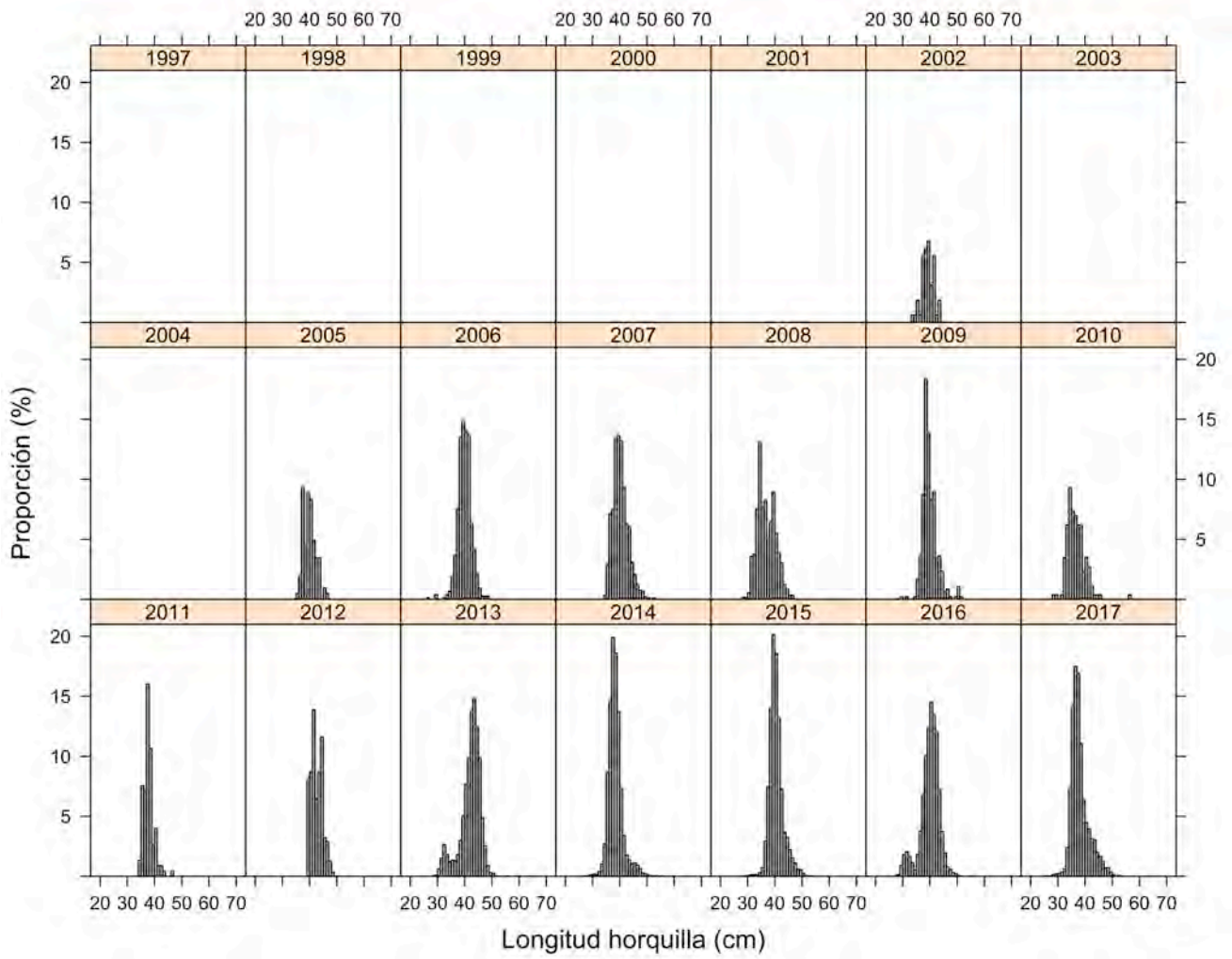


Fig. 31. Composición de tamaños en las capturas anuales de reineta (*B. australis*) en la flota de espinel de la zona sur-austral entre 1997 y 2017.

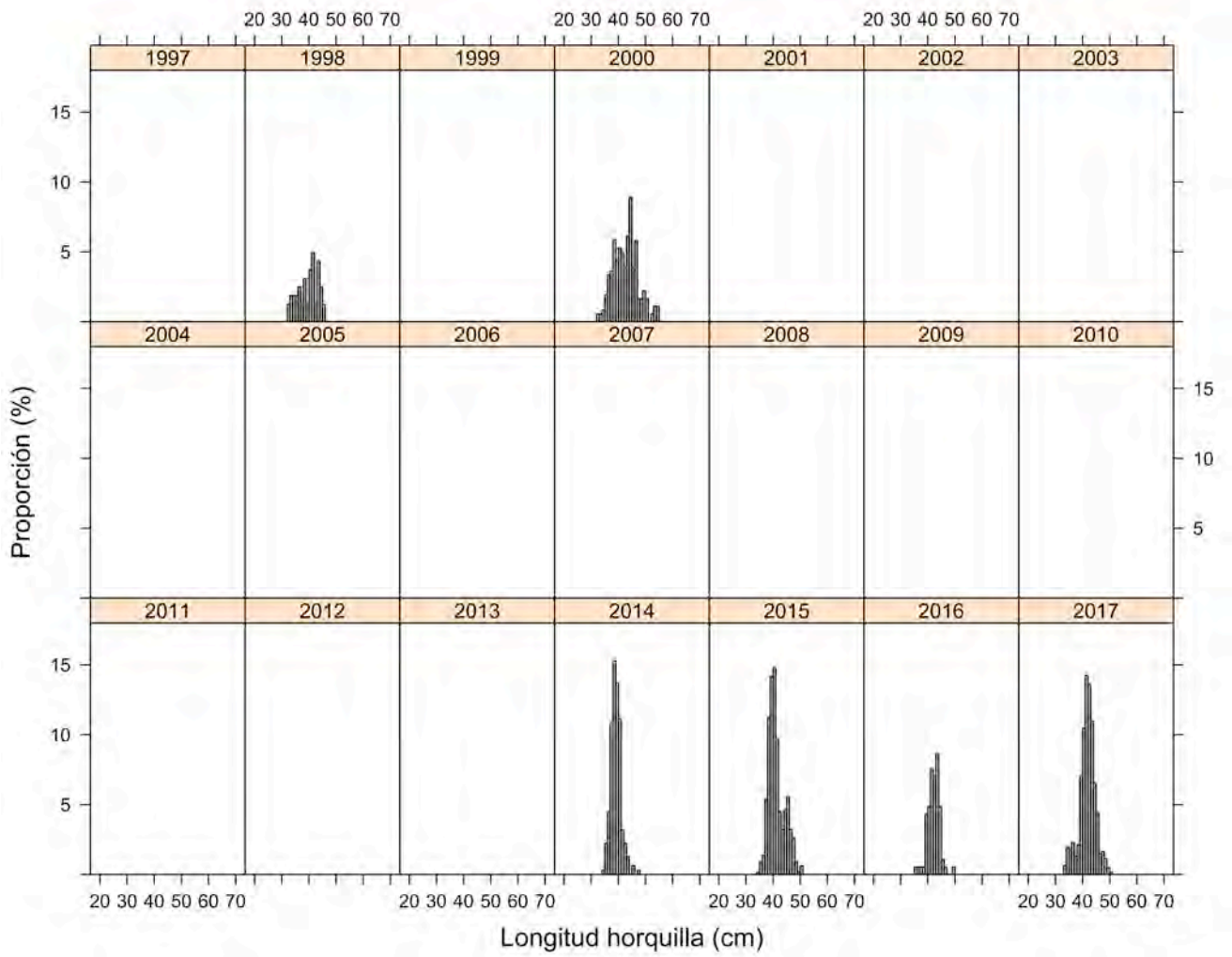


Fig. 32. Composición de tamaños en las capturas anuales de reineta (*B. australis*) en la flota de palangre de la zona sur-austral entre 1997 y 2017.

4.2.2 Parámetros de historia de vida

Crecimiento, mortalidad natural, madurez

Los parámetros de crecimiento disponibles para la reineta han sido revisados por Galleguillos *et al.* (2015), Arancibia *et al.* (2017), Moyano *et al.* (2017) y Leal (2018). En dichas revisiones, se citan otros trabajos como el de Pablov (1994), quien reporta que individuos entre 10 y 47 cm asignándoles edades entre 1 y 6 años; y Pavez *et al.* (1998) quien sugiere una edad máxima de 10 años. La revisión de la edad y el crecimiento sugiere considerar cuatro estudios según criterios de rango de edades y tallas, así como representación espacial y temporal de las muestras; a saber: Oyarzun *et al.* (2013), Galleguillos *et al.* (2015), Arancibia *et al.* (2017) y Moyano (2017). A su vez, Leal (2018) reporta la tasa de mortalidad natural (M) derivada de estos modelos de crecimiento.

Oyarzún *et al.* (2013): Las muestras fueron obtenidas a partir del desembarque de pesquerías comerciales pelágicas entre 1994 y 1996, cubriendo el área comprendida entre 35°20'S y 38°50'S frente a Chile. El crecimiento se analizó mediante las marcas de crecimiento en los otolitos, encontrándose que la especie crece rápidamente durante el primer año y alcanza la máxima longitud asintótica (59 cm) aproximadamente al octavo o noveno año de edad. La función de crecimiento de von Bertalanffy describió el crecimiento en longitud, cuyos parámetros fueron estimados sin diferenciar sexos: $L_{\infty} = 58,95$ cm, $K = 0,277$ año⁻¹, $t_0 = -0,371$ años, con error estándar de 2,176, 0,032 y 0,217 respectivamente. El crecimiento en peso quedó descrito por $W_{\infty} = 2508,8$ g, $K = 0,257$ año⁻¹, $t_0 = -0,712$ años. Los resultados estuvieron sustentados en edades de 2 a 8 años y tallas de 20 a 58 cm. Leal (2018) estimó $M=0,35$ año⁻¹ con estos parámetros.

Galleguillos *et al.* (2015): La tasa de crecimiento fue obtenida a partir de muestras de frecuencia de tallas (n=4512) obtenidas en la zona norte (33°S-40°S), con un rango entre 28 y 59 cm; y datos de frecuencia de tallas (n=16200) en la zona sur (41°S-55°S), en un rango de 25 a 60 cm. Muestras de frecuencia de tallas fueron descompuestas en componentes normales, asignándose grupos edad a grupos de talla promedio ordenados en orden ascendente. La función de crecimiento de von Bertalanffy describió el crecimiento en longitud, cuyos parámetros fueron estimados para sin diferenciar sexos: $L_{\infty} = 51,61$ cm, $K = 0,258$ año⁻¹, $t_0 = -2,04$ años para la zona norte y $L_{\infty} = 60,9$ cm, $K = 0,129$ año⁻¹, $t_0 = -2,02$ años para la zona sur. Se encontraron diferencias significativas entre

zonas, con crecimiento más lento en la zona sur. Leal *et al.* (2018) utilizó los parámetros de la zona sur debido a que cubrieron más edades (2 a 11 años) y tallas (25 a 60 cm), y estimó $M = 0,23 \text{ año}^{-1}$.

Arancibia *et al.* (2017): El crecimiento en longitud de reineta se estimó mediante lectura de incrementos de crecimiento anual en 459 otolitos (282 machos y 177 hembras), en un rango de tallas entre 25 y 57 cm. Los parámetros de crecimiento para machos fueron: $L_{\infty} = 59,5 \text{ cm}$; $K = 0,2 \text{ año}$; $t_0 = -1,96 \text{ años}$; y para las hembras: $L_{\infty} = 59,6 \text{ cm de LH}$; $K = 0,22 \text{ año}^{-1}$; $t_0 = -2,23 \text{ años}$. Se registraron edades entre 1 y 9 años, sin presencia de anillos falsos. Se consideró que t_0 pudo estar sesgado debido a la ausencia de ejemplares de menor tamaño y edad en las muestras. Leal (2018) reportó $M = 0,36 \text{ año}^{-1}$ asociado a estos parámetros.

Moyano (2017): Se utilizó 578 pares de otolitos de muestras de reineta obtenidas tanto en embarcaciones industriales de arrastre como artesanal (enmalle y espinel) en el área comprendida entre 35°S y 57°16'S, cubriendo los años 2012 a 2016. Los otolitos fueron fotografiados y sometidos a un análisis de imágenes para la lectura de edades, así como mediciones de radio. Además, se verificó la lectura de otolitos enteros de individuos longevos con otolitos seccionados y tostados (20 otolitos de ejemplares mayores o iguales a 50 cm). Asimismo, se utilizó descomposición modal de datos de frecuencia de tallas anuales. La función de crecimiento obtenida a partir de la relación talla y edad observada se obtuvo para un rango de edades desde 0 a 12 años, y tallas de 25 a 54 cm. No se registraron diferencias en el crecimiento entre machos y hembras, y los parámetros fueron: $L_{\infty} = 59,9 \text{ cm}$; $K = 0,18 \text{ año}^{-1}$; $t_0 = -3,19 \text{ años}$, con error estándar de 1,74, 0,01 y 0,31 respectivamente. Leal (2018) estimó $M = 0,35 \text{ año}^{-1}$ con estos parámetros.

Al comparar la trayectoria del crecimiento con la edad (**Fig. 33**), se observan diferencias principalmente asociadas con la curvatura a edades jóvenes. Los estudios de Moyano (2017) y Arancibia *et al.* (2017) son más similares y difieren precisamente en la curvatura de edades jóvenes con la curva de Oyarzún *et al.* (2013). La curva de crecimiento de Galleguillos *et al.* (2015) muestra el crecimiento más lento.

El método FishLife reporta un conjunto de parámetros de historia de vida sobre la base de los ancestros taxonómicos de *Brama australis* (**Fig. 34**). Dicha predicción, indica $L_{\infty} = 53,19 \text{ cm de LH}$; $K = 0,19 \text{ año}^{-1}$; $W_{\infty} = 1697,58 \text{ g}$; $t_{max} = 15,1 \text{ años}$, $t_m = 3,77 \text{ años}$, $M = 0,38 \text{ año}^{-1}$; $L_m = 28,4 \text{ cm}$ y una temperatura promedio del hábitat de 16,5 °C. Estos parámetros, sin embargo, no contienen la

información disponible sobre el crecimiento de los estudios aquí citados. En este contexto, dichas predicciones fueron actualizadas en *FishLife* y se llegó a los resultados contenidos en la **Tabla 15**.

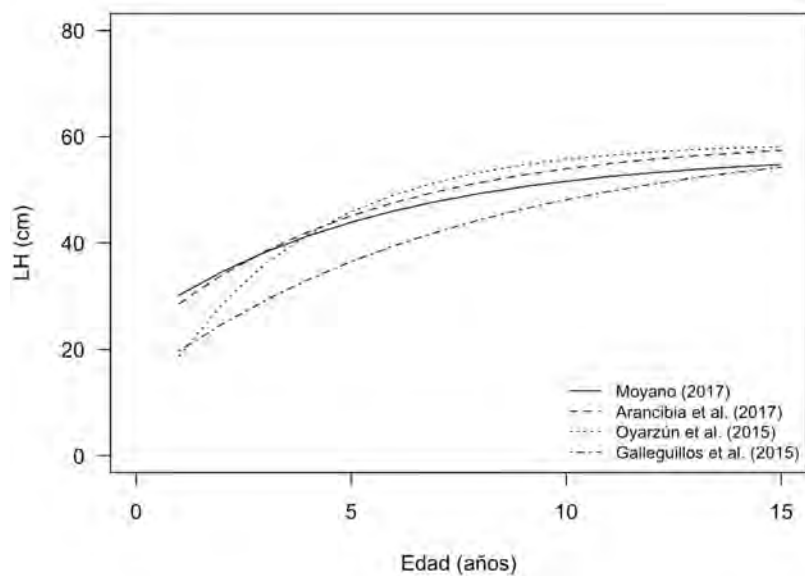


Figura 33. Curvas de crecimiento obtenidas a partir de los parámetros de crecimiento reportados por los autores indicados.

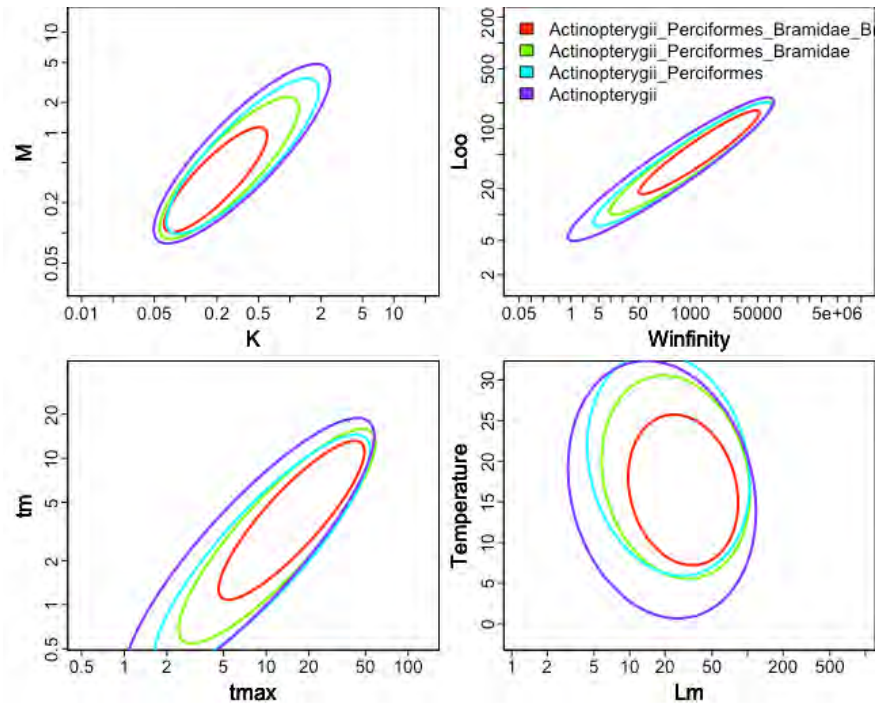


Figura 34. Distribución de la predicción para ocho variables de historia de vida de *Brama australis*, así como la distribución predictiva de sus taxones ancestrales (familia Bramidae, orden Perciformes y clase Actinopterygii). Los paneles muestran la distribución de la predicción de 95% para todas las variables del historial de vida en nuestra base de datos: crecimiento (K) y tasa de mortalidad natural (M); peso asíntotico (W_{∞}) y longitud asíntótica (L_{∞}); edad máxima (t_{max}) y edad de madurez (t_m); y la longitud de madurez (L_m) y la temperatura promedio para la distribución espacial de la especie.

Tabla 15. Estimaciones actualizadas de la matriz de varianza-covarianza para parámetros de historia de vida de *Brama australis* estimados con FishLife.

Covarianza	L_{∞}	K	W_{∞}	t_{max}	t_m	M	L_m	Temp.
L_{∞}	0.0142	-0.0158	0.0431	0.0131	0.0138	-0.0147	0.0126	-0.0364
K	-0.0158	0.0529	-0.0577	-0.0389	-0.0417	0.0443	-0.0125	0.1687
W_{∞}	0.0431	-0.0577	0.3472	0.0633	0.0695	-0.0486	0.0501	0.2284
T_{max}	0.0131	-0.0389	0.0633	0.1231	0.0975	-0.0826	0.0354	-0.227
T_m	0.0138	-0.0417	0.0695	0.0975	0.1379	-0.0555	0.0455	-0.2208
M	-0.0147	0.0443	-0.0486	-0.0826	-0.0555	0.104	-0.0259	0.3355
L_m	0.0126	-0.0125	0.0501	0.0354	0.0455	-0.0259	0.0295	-0.1222
Temp.	-0.0364	0.1687	0.2284	-0.227	-0.2208	0.3355	-0.1222	13.11
Estimados	58,8	0,186	2251,4	15,73	3,93	0,32	31,16	16,47

Los parámetros estimados y la matriz de covarianza son similares a los disponibles para el recurso, y son consistentes entre sí al ser estimados simultáneamente considerando la covarianza de ancestros taxonómicos. Al comparar estos parámetros con el índice de crecimiento efectivo de

Pauly y Munro (1984), i.e., $\phi' = \log K + 2\log(L\infty)$; se muestra que las estimaciones de *FishLife* son consistentes con las estimaciones disponibles de Moyano (2017) y Arancibia *et al.* (2017) (**Fig. 35**).

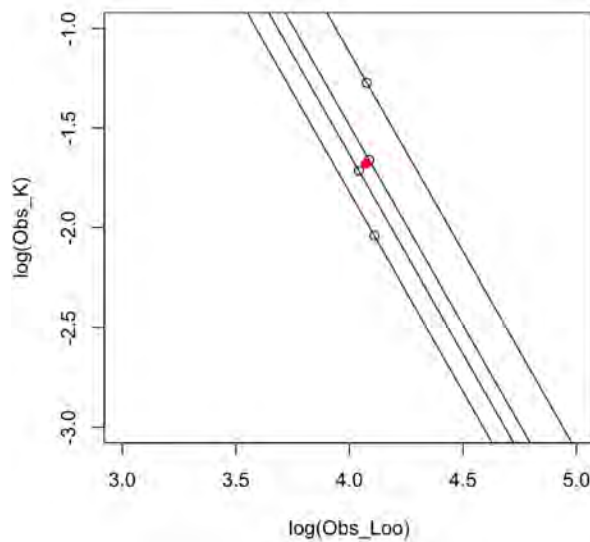


Figura 35. Isolíneas del índice de crecimiento efectivo de reineta entre K y $L\infty$, el intercepto de las líneas rectas representa al índice de crecimiento efectivo (ϕ') de Pauly y Munro (1984), y el punto rojo a los estimados de *FishLife*.

No obstante, la consistencia en los parámetros de crecimiento en longitud y tasa de mortalidad natural, la talla de madurez que reporta *FishLife* parece ser más baja que la reportada por otros autores. En efecto, Leal y Oyarzún (2003) determina la talla de madurez (L_m) sobre la base de 1061 individuos capturados frente a Lebu ($37^{\circ}37'S$ – $73^{\circ}40'W$), entre enero y septiembre de 2001. El análisis macroscópico de los ovarios, mostró ejemplares sexualmente maduros durante todo el período de muestreo. El Índice Gonadosomático (IGS) presentó fluctuaciones que indican un extenso período de desove, con un máximo invernal (junio-agosto). La L_m se calculó a partir del método de longitud del 50% de hembras maduras a los 36,9 cm longitud horquilla (LH), con intervalo de confianza entre 35,3 y 37,8 cm y en 39 cm LH mediante el método del Incremento Relativo del IGS. Posteriormente, Leal *et al.* (2017) estiman $L_m = 37$ cm LH para las hembras de reineta mediante histología. A su vez, Arancibia *et al.* (2017) provee de estimaciones para la talla de madurez por estratos geográficos, encontrando L_m entre 37,6 y 39,1 cm LH.

Al comparar los parámetros del intercepto (beta2) y la pendiente (beta3) del modelo logístico de madurez de estos autores, se encontró una relación lineal bastante consistente (**Fig. 36**), cuyos

parámetros fueron: $a = 1,134$ (Error Estándar = 0,789; $P = 0,247$) y $b = 35,8$ (Error Estándar = 1,646; $P < 0,01$) ($r^2 = 0,994$; $F = 473$; $P < 0,001$). La pendiente de esta línea recta implica una talla de madurez $L_m = 35,8$ cm LH con error estándar de 0,3298.

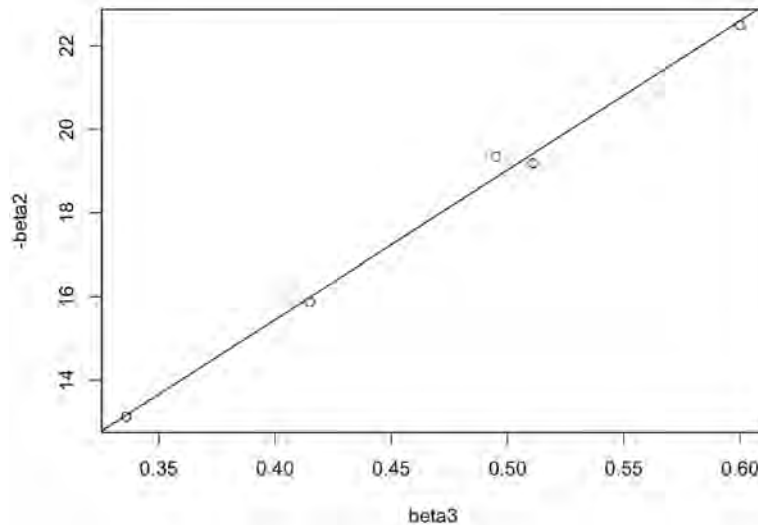


Figura 36. Relación entre el intercepto (beta2) y la pendiente (beta3) de los modelos logísticos que han sido ajustados a datos de madurez de reineta. La pendiente de la línea recta es un estimador de la talla de madurez ($L_m = 35,8$ con error estándar = 0,3298).

En términos de los parámetros de la relación longitud-peso, los parámetros disponibles son bastantes consistentes (**Fig. 37**), probablemente varían debido a diferencias en el rango de tallas y pesos utilizados en los ajustes. La relación muestra la correlación existente entre éstos, y queda representado por un modelo lineal con $a = 7,6781$ y $b = -3,904$ ($r^2 = 0,987$; $F = 957,4$; $P < 0,001$). Al considerar que la potencia de la relación longitud-peso se distribuye normal, se obtiene una media $\beta = 3,32$ y por lo tanto $\alpha = 0,0051$.

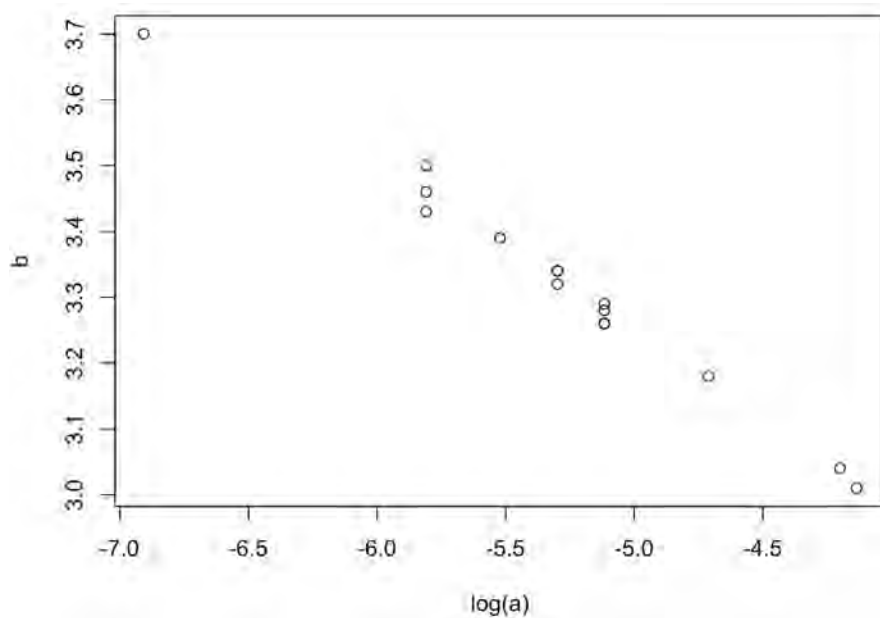


Figura 37. Relación entre los parámetros de la relación longitud-peso anual disponibles para la reineta (Fuente: IFOP).

Steepness y correlación serial del reclutamiento

Estimaciones del steepness para la reineta fueron realizadas por Wiff et al. (2016), quienes comunican $h = 0,67$ con intervalos de confianza de 95% entre 0,61 y 0,72. Al actualizar dichas estimaciones de parámetros de historia de vida de con la razón $L_m/L_\infty = 0,61$ se obtuvo una estimación de $h = 0,734$. Al utilizar un método Monte Carlo para obtener valores alternativos e igualmente probables para los datos de entrada L_m y L_∞ ($n=2000$), se obtuvieron límites de confianza de 95% entre 0,722 y 0,745 (**Fig. 38**).

Estos límites son bastantes estrechos para un parámetro incierto, y es consecuencia de una relación empírica. Con el objeto de tomar en cuenta lo incierto de este parámetro, se consideró apropiado utilizar una distribución de probabilidad Beta, con asimétrica para que tome en cuenta $h = 0,734$ como valor modal (**Fig. 39**).

La correlación serial para los desvíos anuales en el reclutamiento se basará en lo documentado por Thorson *et al.* (2014) para peces Perciformes, y equivale a $\rho_s = 0.466$ con error estándar de 0,260.

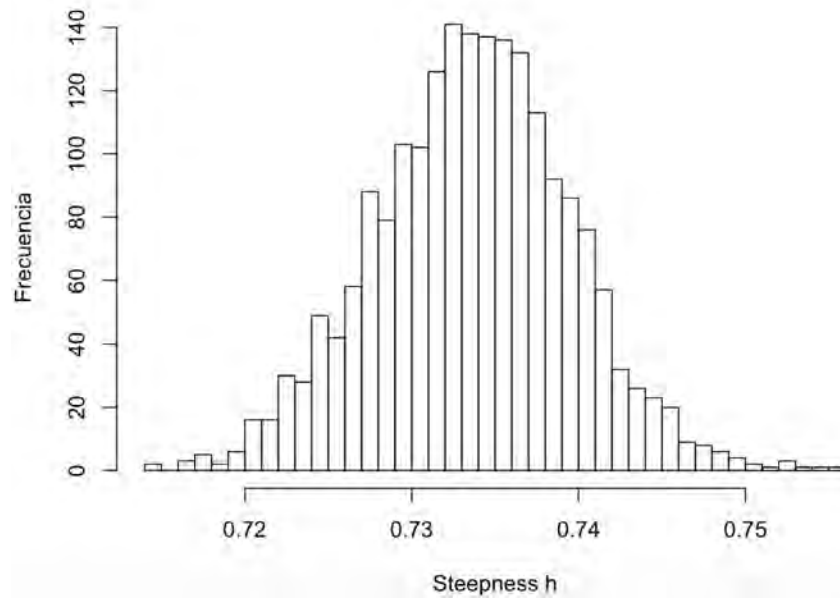


Figura 38. Distribución de frecuencia para el steepness (h) de reineta a partir del modelo empírico.

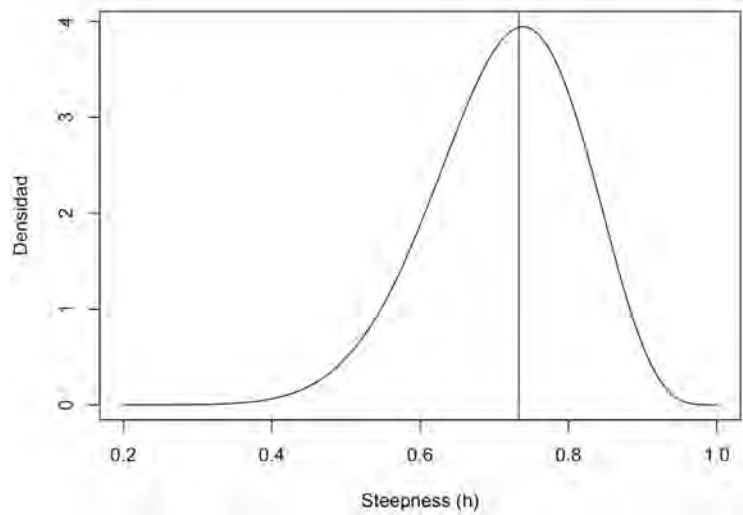


Figura 39. Distribución de probabilidad beta (12,5.6) para generar valores alternativos para el steepness considerado como valor modal el estimado empíricamente (ver texto).

Patrón de explotación y mortalidad por pesca

Al utilizar la estructura de tallas promedio de reineta en las capturas de la flota de arrastre de la zona sur-austral, y de la flota artesanal de espinel y enmalle, durante el periodo 2011-2017, se obtuvieron los parámetros del modelo doble-normal que se presentan en la **Tabla 16**.

Tabla 16. Parámetros estimados para la curva de selectividad doble normal de las flotas que más operan en la pesquería de reineta (periodo 2011-2017).

Flota	Parámetro	θ	Std. Error	Parámetro	$\exp(\theta)$
Arrastre	log_L50	3.842	0.118	L50	46.6
	Log_D1	1.767	0.767	d1	5.851
	Log_D2	1.395	1.129	d2	4.035
Espinel	log_L50	3.768	0.099	L50	43.3
	Log_D1	1.327	0.953	d1	3.771
	Log_D2	1.273	1.039	d2	3.572
Enmalle	log_L50	3.892	0.072	L50	49.0
	Log_D1	1.353	0.814	d1	3.871
	Log_D2	1.067	1.023	d2	2.908

Las curvas de selectividad de cada flota contribuyen a la selectividad total según la participación que han tenido estas flotas en la pesquería durante el periodo 2007-2017. Las curvas de selectividad indican que los peces menores a 6 años de edad tienen más del 50% de probabilidad de escapar como también peces mayores a 12 años de edad. Se observa también que la pesquería de espinel deja escapar una fracción mayor de edades viajas que la flota de enmalle; y esta, a su vez, deja escapar una fracción mayor de peces más jóvenes (**Fig. 40**).

No obstante, lo anterior, la incidencia de cada flota depende del grado de participación en la pesquería. Esta se obtuvo mediante la razón del desembarque de la flota f respecto del desembarque total, siendo 52,687% para la flota de espinel, 38,4% para la flota de enmalle y 8,279 para la flota de arrastre que opera en la Patagonia (**Tabla 17**). Esta fracción permite distribuir la mortalidad por pesca anual (F_i) ejercida sobre el stock en mortalidades parciales por flota ($F_{i,f}$), según la siguiente expresión $F_{i,f} = F_i(C_{i,f}/C_i)$, donde $C_{i,f}$ es la captura anual de la flota f en el año i , y C_i es la captura total anual.

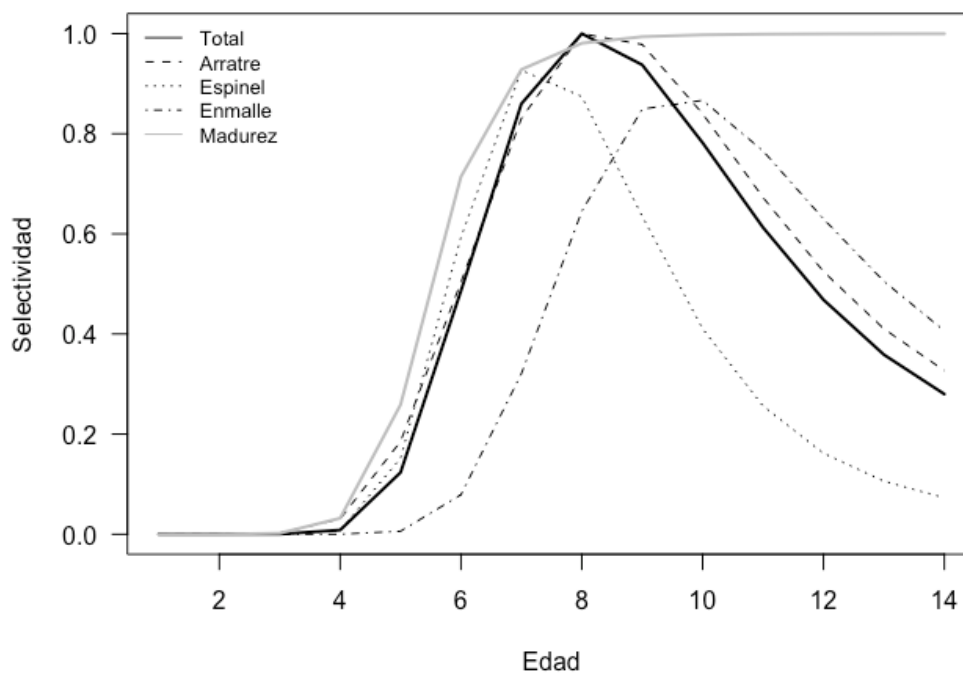


Figura 40. Curvas de selectividad doble-normal en función de la edad, obtenidas a partir de la selectividad por tallas (Tabla 16) y la probabilidad de la talla a la edad. Se compara con la trayectoria de la madurez a la edad en color gris.

Tabla 17. Desembarque total de reineta y aporte de las flotas artesanal de enmalle y espinel, y flota de arrastre (2007-2018, Fuente: IFOP).

AÑOS	TOTAL	ENMALLE	ESPINEL	ARRASTRE
2007	3746	0.207	0.741	0.046
2008	6170	0.345	0.644	0.008
2009	15205	0.489	0.503	0.005
2010	16986	0.341	0.645	0.004
2011	28829	0.280	0.607	0.105
2012	23087	0.212	0.667	0.117
2013	11967	0.317	0.620	0.057
2014	35962	0.408	0.510	0.080
2015	34418	0.458	0.411	0.125
2016	27637	0.542	0.364	0.085
2017	25317	0.393	0.496	0.098
2018	27846	0.380	0.530	0.090
Aporte global	257171	0.384	0.527	0.083

La mortalidad por pesca anual estimada en la evaluación más reciente (Leal 2018), muestra una tendencia creciente en el periodo 1994-2018 (escala log), y una línea de tendencia ajustada explicó 67,88% ($F=48,6$; $P<0,001$), cuyos parámetros fueron $\alpha_F = -4,120$ $IC_{95\%}=[-4,672; -3,568]$ y $\beta_F = 0,125$ $IC_{95\%}=[0,088; 0,162]$ (Fig. 36); y el error estándar alrededor de la recta de regresión fue $\sigma_F=0,65$.

4.2.3 Condicionamiento de un modelo operativo

El análisis de las principales fuentes de incertidumbre realizado previamente permitió configurar un modelo operativo básico, cuyos parámetros puntuales se resumen en la **Tabla 18** y se constituye en un modelo que permitirá identificar un primer nivel de incertidumbre en las variables de estado y de desempeño de la pesquería. Se destaca que los parámetros que se indican como variables dependen de la matriz de covarianza en la que participan. Quedan por resolver algunas fuentes de incertidumbre adicionales que se indican como n.a.; no obstante, se tiene un modelo base que permitiría modelar en el periodo de desarrollo de la pesquería un estado del stock ya sea en plena explotación o agotado.

En la configuración del modelo (**Tabla 18**) se destaca la distinción importante entre un modelo operativo y un modelo de evaluación de stock. En efecto, la configuración básica acordada pone énfasis en un modelo de simulación bajo incertidumbre, tal y como fue acordado en el taller de trabajo realizado en mayo recién pasado con la contraparte técnica.

Tabla 18. Configuración de la estructura paramétrica del modelo operativo de simulación para reineta *Brama australis*, con alternativas de simulación comentada.

Símbolo	Descripción	Valor	Comentarios
L_{∞}	Longitud asintótica (cm)	58,8	Variable ¹
k	Coefficiente de crecimiento	0,19	Variable ¹
t_0	Edad a la longitud 0	n.a.	Fijo
L_m	Talla de madurez al 50%	37	Variable ¹
δ	Forma talla de madurez	2	Fijo
α	Intercepto de relación longitud-peso	0,00507	Fijo
β	Pendiente de relación longitud-peso	3,32	Fijo
A	Edad máxima	15	Variable ¹
M	Mortalidad natural	0,32	Variable ¹
h	Steepness	0,734	Variable (Beta(12.5,5))
CV_L	Coefficiente de variación para la curva de longitud a la edad	0,06	Fijo
L	Talla máxima	60	Fijo
R_0	Reclutamiento en equilibrio	5,5	Variable ² (U[5;5,5])
σ_R	Desviación estándar del reclutamiento	0,4	Fijo
τ	Epoca de desove	0,583	Fijo
ρ_s	Autocorrelación del reclutamiento	0,47	Fijo
f	Número de flotas	3	Fijo
$L_{50,f}$	Longitud al 50% de la selectividad de la flota f	46,6; 43,3; 49,0	Fijos ³
d_1	Parámetro de la forma ascendente de la curva de selectividad	5,851; 3,771; 3,871	Fijos ³
d_2	Parámetro de la forma descendente de la curva de selectividad	4,035; 3,572; 2,908	Fijos ³
q	Coefficiente de capturabilidad	n.a.	Aún no especificado
σ_F	Desviación estándar de la mortalidad por pesca	0,65	Fijo
α_F	Intercepto de la tendencia lineal de la mortalidad por pesca	-4,12	Variable ⁴
β_F	Pendiente de la tendencia lineal de la mortalidad por pesca.	0,125	Variable ⁴
σ_C	Desviación estándar de las capturas observadas	0,1	Fijo
σ_I	Desviación estándar de los índices de abundancia observados	n.a.	Aún no especificado
$P(j' j)$	Matriz de error de observación de la composición de edad en las capturas de las flotas.	n.a.	Aún no especificado
n	Tamaño de muestra de las medidas de longitud	200	Fijo
\emptyset	Distribución de probabilidad normal acumulada	Derivada de L_j y CV_L	Variable

4.2.4 Simulaciones bajo incertidumbre

Al tratarse de un modelo de simulación de datos bajo incertidumbre, la situación del stock de reineta es incierta. De esta manera, se pueden generar un número de trayectorias para las variables de estado considerando ya sea los parámetros acordados como un caso base; o bien, permitir que el modelo elija parámetros de historia de vida muestreando desde la matriz de varianza-covarianza. En este contexto, y desde el punto de vista de someter a prueba el(los) procedimiento(s) de manejo es deseable avanzar investigando si el procedimiento de manejo oficial (o alternativos) podrían mantener el estado de situación con cierto nivel de probabilidad; o bien, recuperar al stock con cierto nivel de probabilidad.

De acuerdo con los antecedentes biológico-pesquero disponibles para el recurso reineta, y que permitieron acondicionar el modelo operativo (MO) como parte del primer objetivo del presente estudio, el equipo de trabajo en conjunto con las sugerencias provenientes del grupo de expertos abordadas en el Taller de Trabajo realizado en mayo, tomaron en consideración algunos aspectos en la identificación de las fuentes de incertidumbre. De esta manera, del análisis de cobertura espacio-temporal de datos, del análisis de consistencia de los parámetros de historia de vida estimados para reineta y los parámetros que determinan la producción de juveniles a través de la relación stock-recluta utilizando modelos empíricos basados en meta-análisis, se considera que el MO debe permitir:

1. Que los parámetros disponibles para reineta puedan ser utilizados como casos de estudio, los que a su vez están correlacionados con diferentes valores de mortalidad natural, y edad de madurez. Por lo tanto, el modelo operativo permite elegir un conjunto mínimo de parámetros, como también permitir que sean elegidos a partir de la varianza-covarianza estimada con FishLife.
2. La producción de juveniles a través de la relación stock-recluta constituye la principal fuente de incertidumbre, y por lo tanto asignada al error de proceso.
3. La probabilidad de vulnerar la estructura de edad o talla del recurso será constante, como también la distribución de la mortalidad por pesca entre las tres flotas.
4. La intensidad de pesca anual a través de valores plausibles para la tasa de mortalidad por pesca considera valores probables que pudieron ocurrir en la historia de la pesquería desde

2004 al 2017, la que podría dar cuenta incluso de capturas más altas que las registradas oficialmente.

5. La posibilidad de condicionar el modelo a las capturas observadas por flota (**Tabla 19**), en la cual para el periodo 1994-2006 consistuyen estimaciones basadas en la proporción por flotas estimadas a partir de la **Tabla 17**.

Estas características son fundamentales ya que se debe evaluar la eficacia de los PM, en consistencia con las trayectorias alternativas e igualmente probables de las variables de estado del stock de merluza y de esta manera evitar efectos confundidos respecto de errores estructurales del error de proceso y de observación.

Tabla 19. Desembarque de reineta (toneladas) y aporte de las flotas artesanal, de arrastre y barcos fábrica (BF) (Fuente: IFOP). Los datos del periodo 1994-2006 para la flota de enmalle, espinel y otros fueron estimadas sobre la base del aporte por flota del periodo 2007-2018 (Tabla 17).

Año	Total	Enmalle	Espinel	Otros	Arrastre	BF
1994	1186	498	681	3	4	0
1995	3930	1645	2251	11	23	0
1996	5585	2182	2985	15	403	0
1997	5998	2409	3296	16	277	0
1998	6332	2495	3413	17	407	0
1999	6828	2827	3868	18	114	0
2000	8159	3343	4573	22	221	0
2001	15156	6076	8312	41	727	0
2002	4429	1850	2531	12	36	0
2003	2645	1094	1497	7	47	0
2004	3764	1485	2032	10	237	0
2005	12707	5251	7184	34	238	0
2006	2517	987	1350	7	174	0
2007	3743	777	2776	19	174	0
2008	6160	2131	3971	20	48	0
2009	15199	7436	7645	13	77	34
2010	16977	5788	10951	117	62	68
2011	28814	8076	17494	206	3035	18
2012	23079	4901	15392	102	2693	0
2013	11955	3793	7420	52	687	14
2014	35975	14665	18339	41	2880	36
2015	34218	15760	14129	22	4293	214
2016	27586	14984	10055	13	2360	226
2017	25267	9944	12566	13	2484	311
2018	27846	10584	14759	6	2498	0

El modelo de simulación fue codificado en lenguaje R, cuyas funciones principales se resumen en la Sección 8 Anexo. La función `crea_lh_brama_list()` permite contar con el conjunto de parámetros básicos acordados (**Tabla 18**); o bien, permite que sean elegidos a partir de una estructura de varianza-covarianza al cambiar de `fixed=TRUE` a `fixed=FALSE`. Por ejemplo:

```
mylh <- crea_lh_brama_list(  
  Linf = 58.8,  
  K = 0.19,  
  t0 = 0,  
  cvl = 0.06,  
  A = 15,  
  arlp = 0.00507,  
  brlp = 3.32,  
  Lm = 37,  
  dm = 2,  
  tspw = 0.75,  
  M = 0.32,  
  Llo = 25,  
  Lup = 60,  
  dl = 1,  
  seed = NULL,  
  fixed = TRUE  
)
```

En la función anterior, `Linf`, `K` y `t0` son parámetros de crecimiento para la función de von Bertalanffy, `cvl` es el coeficiente de variación de la longitud a la edad, por lo que se asume que la desviación estándar de la longitud a la edad se incrementa con la edad. El parámetro `A` representa la longevidad, `arlp` y `brlp` son los parámetros de la relación longitud-peso, `Lm` es la talla de madurez, `dm` es un parámetro que define la forma de la función de madurez, `tspw` es el momento dentro del año en que ocurre el desove, `M` es la tasa de mortalidad natural, `Llo` es la mínima longitud en las capturas, `Lup` es la máxima longitud en las capturas, `seed` es un número que permite fijar la semilla para una secuencia de números aleatorios, tal que permita generar simulaciones reproducibles y actúa sólo cuando `fixed` cambia a `FALSE`. Los parámetros de historia de vida, ya sea los predefinidos como caso base (**Tabla 18**) o aquellos los que sean muestreados muestreados al azar, quedan guardados en una lista (por ejemplo, `mylh`) que puede ser utilizada como input en una simulación de dinámica estructurada por edad.

La función `crea_srr_brama_list()` permite configurar los parámetros para la relación stock-recluta, en función de los parámetros de historia de vida generados en una lista con la función previa en el argumento `lh`, i.e.,

```
mysr <- crea_srr_brama_list(  
  logRo = 5,  
  rlow  = 5,  
  rmax  = 5.5,  
  h     = 0.734,  
  sdr   = 0.4,  
  rho   = 0.47,  
  lh = mylh,  
  fixed = TRUE  
)
```

Los argumentos por defecto en esta función son `logRo`, que define el nivel del reclutamiento promedio inexplorado (en escala logaritmo natural), `rlow` y `rmax` definen un nivel mínimo y máximo para el nivel de reclutamiento promedio inexplorado (en escala logaritmo natural); `h` es el steepness, `sdr` define la incertidumbre del reclutamiento alrededor de la relación stock-recluta σ_R , `rho` define la magnitud de la autocorrelación en el reclutamiento anual. Por último, `lh` recibe la lista de parámetros de historia de vida generada con la función `crea_lh_brama_list()`.

La incertidumbre en los parámetros de crecimiento y función de producción de juveniles son fundamentales en términos de considerar la evaluación de PM bajo incertidumbre. Con el objeto de demostrar consistencia entre parámetros dada la estructura correlacionada entre parámetros de historia de vida y parámetros de la relación stock-recluta, se simularon 300 parámetros alternativos e igualmente probables. La relación entre el coeficiente de crecimiento K y la longitud asintótica L_{inf} , entre la tasa de mortalidad natural y K , y entre la talla de madurez y L_{inf} se muestra en la **Figura 41**. Además, los parámetros de historia de vida inciden en la línea de reemplazo inexplorada de reineta, y por lo tanto la mortalidad natural (M), madurez y crecimiento pueden influir en la magnitud de la biomasa desovante promedio inexplorada (S_0), dado un nivel de reclutamiento promedio inexplorado. Por ejemplo, la relación inversa que ocurre entre M y S_0 ; así como la relación entre el steepness y los parámetros de la relación stock-recluta (**Fig. 42**). De esta manera, una simulación bajo incertidumbre permite consistencia en términos de admisibilidad de los parámetros básicos muestreados del espacio paramétrico.

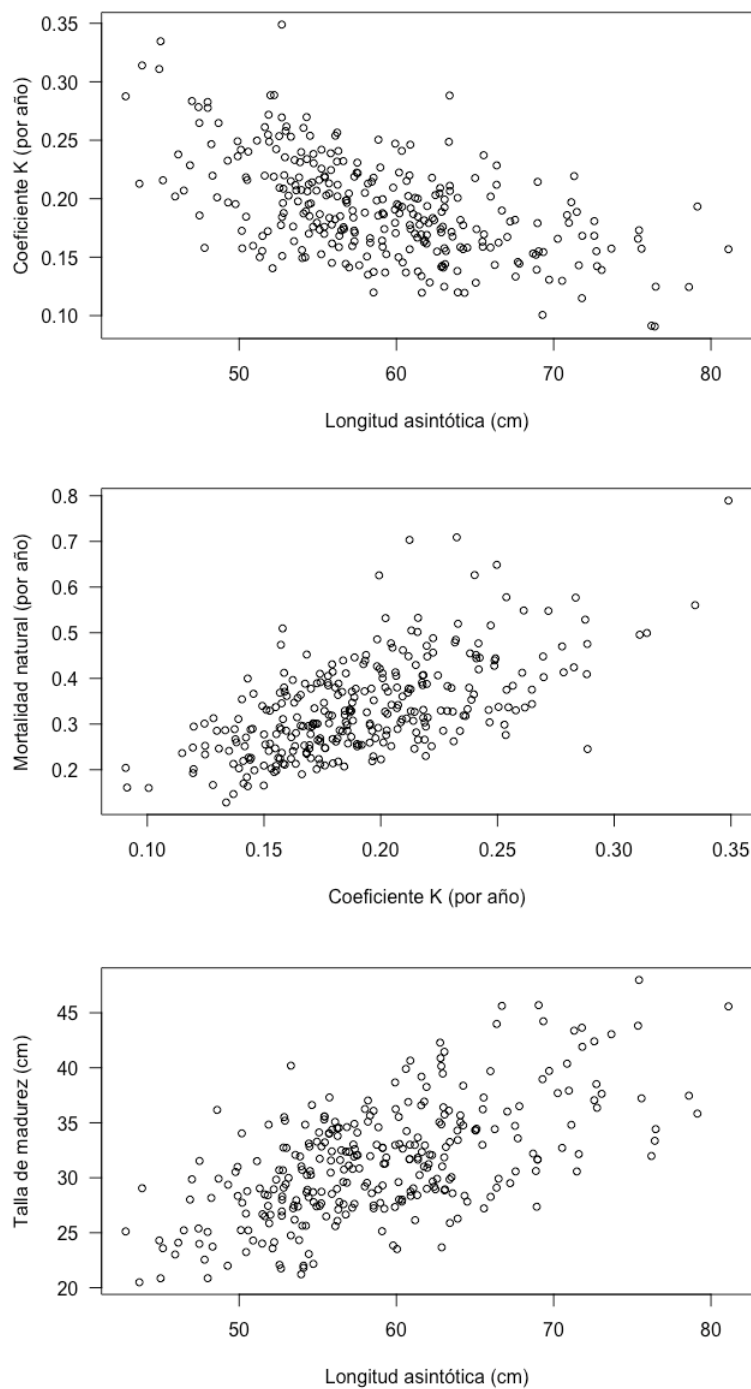


Figura 41. Relación entre parámetros de historia de vida según 300 simulaciones de poblaciones de reineta.

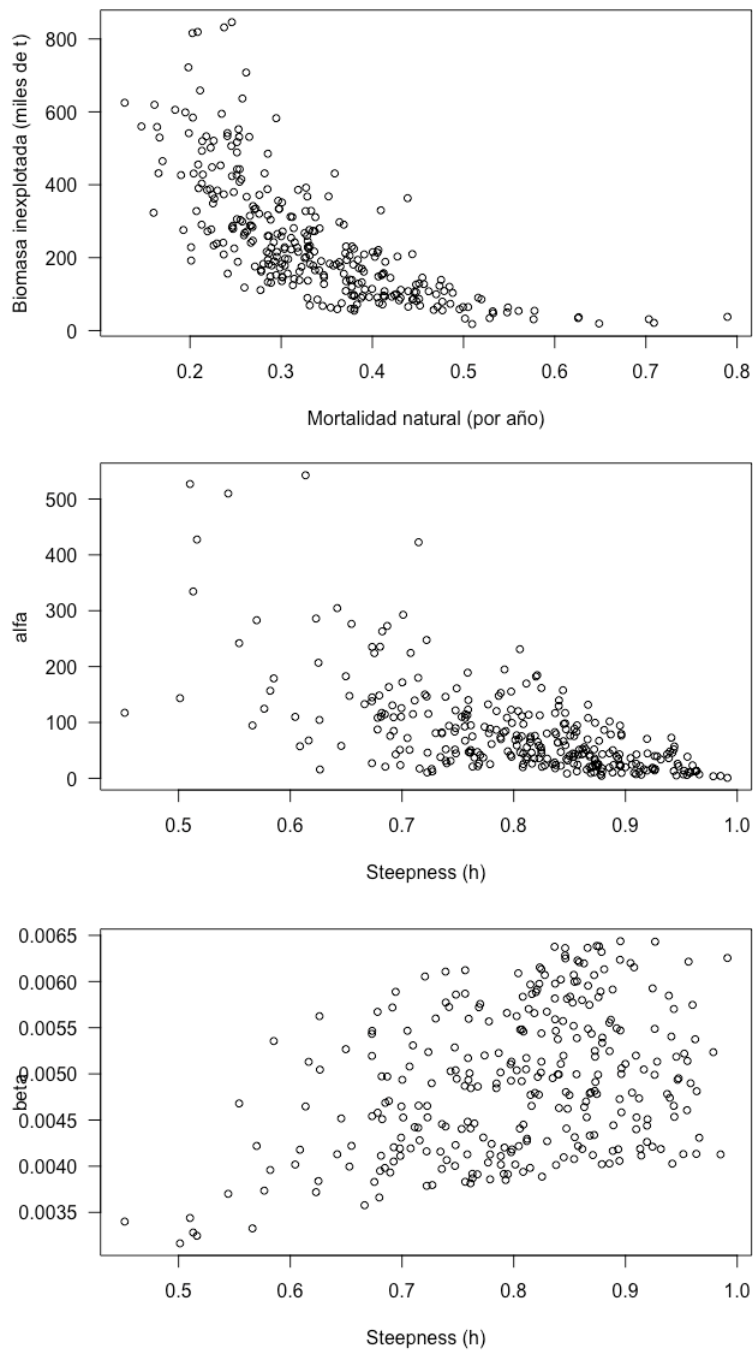


Figura 42. Relación entre parámetros de historia de vida y parámetros de la relación stock-recluta según 300 simulaciones de poblaciones de reineta.

La función `crea_fishing_brama_list()` permite generar una lista con el modelo de pesca de reineta, y considera los siguientes argumentos:

```
Myfm <- crea_fishing_brama_list(  
  lh=mylh,  
  af=-3.568,  
  bf=0.162,  
  sigf=0.65,  
  endyr=2017,  
  pf=c(0.08279,0.52687,0.384),  
  seed=NULL)
```

En esta función `lh` es una lista de parámetros de historia de vida necesarios para que el modelo de pesca permita generar la selectividad a la edad, `af=-3.568` y `bf=0.162` son el intercepto y pendiente de un modelo lineal para la tendencia de la tasas de mortalidad por pesca anual, cuyos valores por defecto corresponden al límite de confianza inferior del intercepto y pendiente (ver primer párrafo p. 106). Se utilizó estos valores por defecto para simular una población agotada al 2017, sin embargo se pueden cambiar los los valores contenidos en la **Tabla 18**; esto es: `af=-4.12` y `bf=0.125`. El argumento `sigf=0.65` es el coeficiente de variación de los desvíos de mortalidad por pesca, y `pf=c(0.08279,0.52687,0.384)` representa la fracción que aporta la flota de arrastre, espinel y enmalle a la captura total (ver **Tabla 17**). Por último, `seed=NULL` es una número que permite considerar una misma secuencia aleatoria de simulación para la mortalidad por pesca anual con propósitos de reproducibilidad. Esta función además genera la selectividad a la talla y edad de cada arte de pesca, necesarios para distribuir la mortalidad por pesca por edad.

A modo de ejemplo, una realización (simulación simple) a partir de los valores por defecto en los parámetros de historia de vida, relación stock-recluta y modelo de pesca contenidos en la Tabla 18, se muestra en la **Figura 43**. En esta simulación, la biomasa desovante disminuye desde el 2004 (143 mil t) hasta el 2017 (34 mil t), generando un agotamiento de 24%. Los reclutamientos fluctúan interanualmente considerando un error de proceso caracterizado por la estructura

autocorrelacionada, alrededor de la relación stock-recluta. No obstante se consideró un steepness $h = 0,734$, en esta simulación no se observó una disminución importante del reclutamiento en los años más recientes.

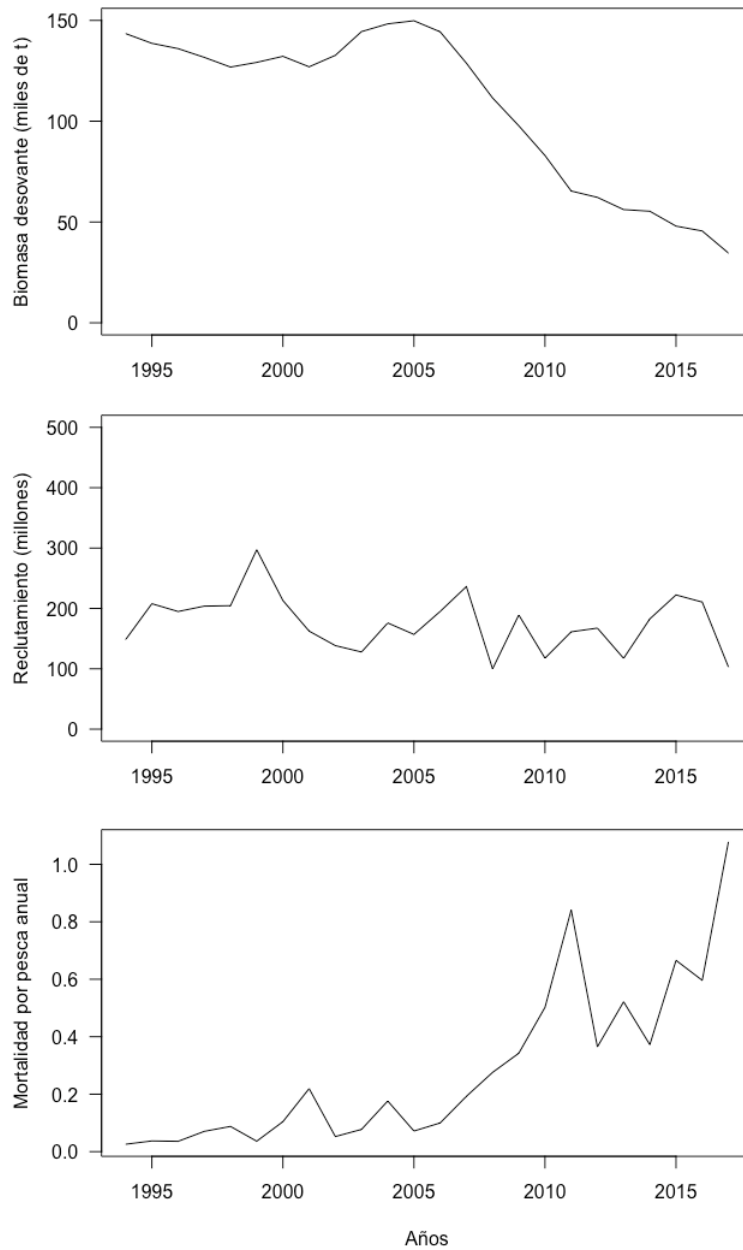


Figura 43. Biomasa desovante, reclutamiento y mortalidad por pesca como ejemplo de simulación de una población de reineta según los parámetros fijos, con aleatoriedad autocorrelacionada de los reclutamientos anuales.

En la simulación las tallas promedio en las capturas de la flota de arrastre, espinel y enmalle demuestran una variación pero no tan importante y por sobre la talla de madurez (**Fig. 44**).

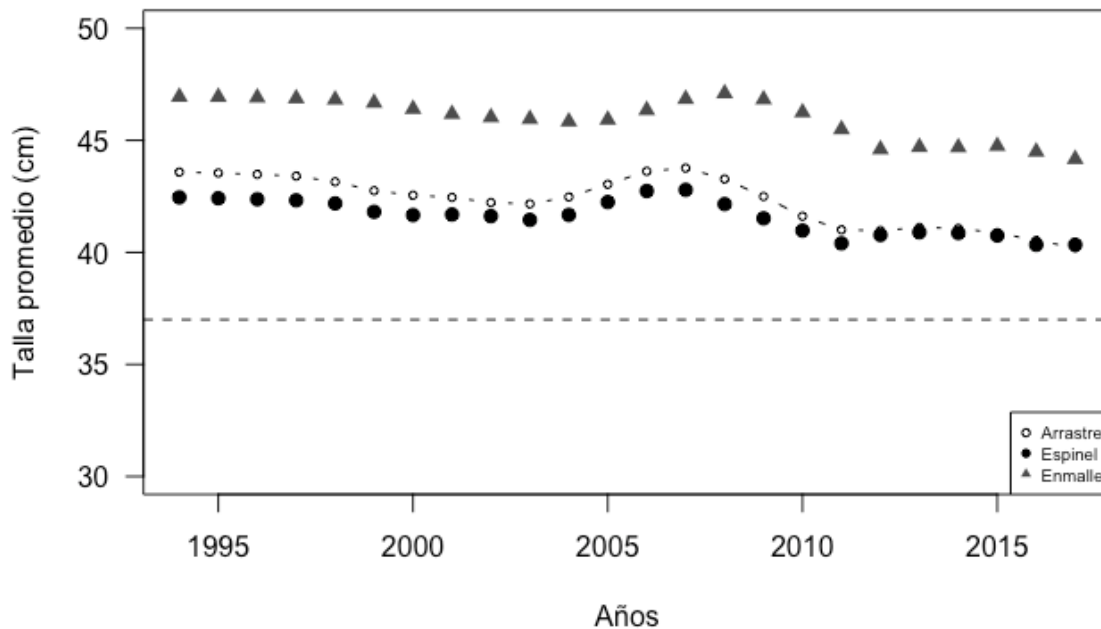


Figura 44. Talla promedio por flota en el ejemplo de simulación de una población de reineta según los parámetros fijos. La línea horizontal segmentada representa la talla de madurez.

Lo anterior muestra que es factible obtener una realización simple (**Figs. 43 y 44**), pero el modelo operativo debe ser capaz de generar un número finito de simulaciones para evaluar los procedimientos de manejo bajo incertidumbre. Para ello se codificó en R la función `sim_pop_brama()`, que recibe como input las listas de las funciones previas. Esta función puede simular un número finito de poblaciones alternativas de reineta, y un número finito de trayectorias del reclutamiento en el periodo 1994-2017.

A modo de ejemplo, se demuestra esta factibilidad con la simulación de 5 poblaciones de reineta ($nmod=5$), y cada una con 50 trayectorias del reclutamiento ($nsims=50$). Estas trayectorias alternativas e igualmente probables del reclutamiento están asociadas al error de proceso ya que el reclutamiento tiene consecuencias futuras en las variables de estado. De esta manera, con la

configuración por defecto e incertidumbre en la relación stock-recluta, los resultados de estos 5 modelos operativos con error de proceso se muestran la **Figura 45**.

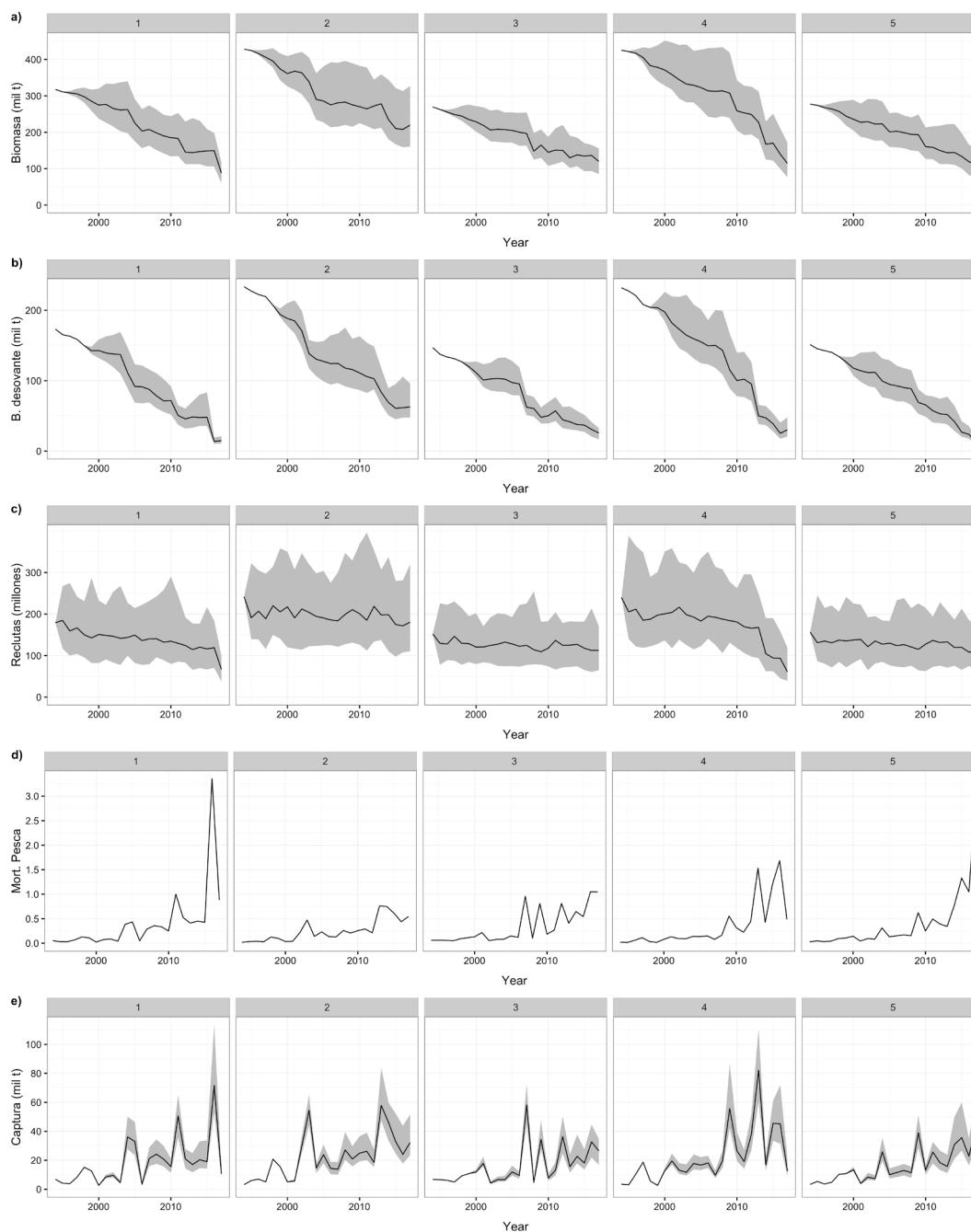


Figura 45. Biomasa total, desovante, reclutamiento, mortalidad por pesca y capturas simuladas de reineta proveniente de 5 simulaciones alternativa para la dinámica poblacional explotada para la fase histórica del periodo 2004-2017. La línea representa la mediana de 50 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.

En estas simulaciones se puede observar que en el año 1994, antes del inicio de la explotación, las poblaciones parten en diferentes niveles producto de la incertidumbre en el nivel de reclutamiento inexplorado (R_0) que incide en la magnitud de la biomasa desovante inexplorada (S_0) (**Fig. 45**). Si bien la gráfica del reclutamiento no se grafican las 50 trayectorias, los límites asociados con los percentiles de 10 y 90% demuestra el efecto de incertidumbre. Al interior de cada población simulada, se optó por una única realización para la tasa de mortalidad por pesca y variable entre modelos operativos. Esto determina valores alternativos e igualmente probables para la trayectoria de las capturas, cuyo patrón es consistente con la historia de la pesquería.

Se destaca que, aunque las simulaciones permiten diferentes niveles de biomasa, desde el punto de vista del agotamiento de la biomasa desovante se puede observar que en estas simulaciones, los modelos operativos muestran una población agotada al 2017, menor o próximo a 20% de la condición no explotada (**Fig. 46**).

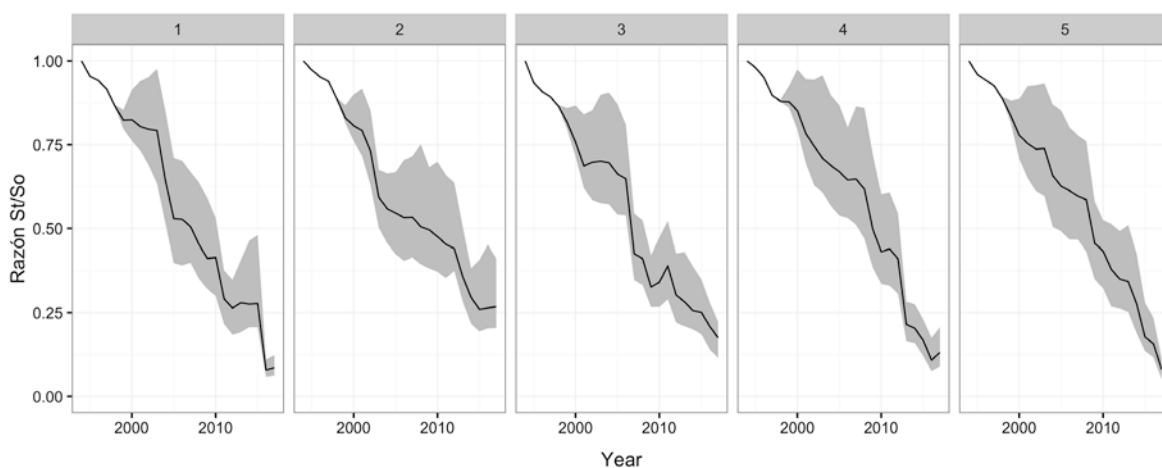


Figura 46. Indicador de agotamiento expresado por la razón entre la biomasa desovante en un año dado y la biomasa desovante inexplorada en 1994 para las poblaciones simuladas de reineta en el periodo 1994-2017.

Con propósitos de evaluación de la eficacia de procedimientos de manejo (PM) bajo incertidumbre, y con el objeto de evaluar si los PM permiten llevar al stock en torno del máximo rendimiento sostenible (marco biológico para la explotación), se consideró adecuado considerar simulaciones a partir de una población agotada con realizaciones asociadas al error de proceso y trayectorias de mortalidad por pesca que generan capturas alternativas e igualmente probables. Se

destaca que en estas simulaciones se desconoce los parámetros que determinan la relación stock-recluta, y por lo tanto muy pertinente como fuente de incertidumbre.

No obstante lo anterior, es factible realizar simulaciones de las variables de estado considerando las capturas observadas por flota como input (**Tabla 19**). Para ello, se utiliza la función `sim_pop_brama_obscatch(data=catch,parms_brama=parms_brama)`, donde `catch` son los datos de capturas. A diferencia de las simulaciones previas, las capturas observadas permiten condicionar la tasa de mortalidad por pesca anual, que será incierta particularmente en los años más recientes (**Fig. 47**).

Desde el punto de vista del agotamiento de la biomasa desovante, en esta simulación condicionada a las capturas, los modelos operativos muestran una población cercana a la explotación plena o ligeramente sobreexplotada al 2017 (**Fig. 48**). Las capturas registradas obedecen al desembarque oficial de reineta, la cual en las simulaciones se asume son exactas y no sujetas a error. Este es el principal supuesto en la evaluación del estatus de reineta con el modelo de evaluación OCOM de Zhou et al. (2013), cuyos resultados indican un estado de explotación plena (Leal 2019). Sin embargo, como se discutió en los talleres de trabajo, es probable que el desembarque oficial esté subestimado debido ya sea a pesca ilegal o no documentada.

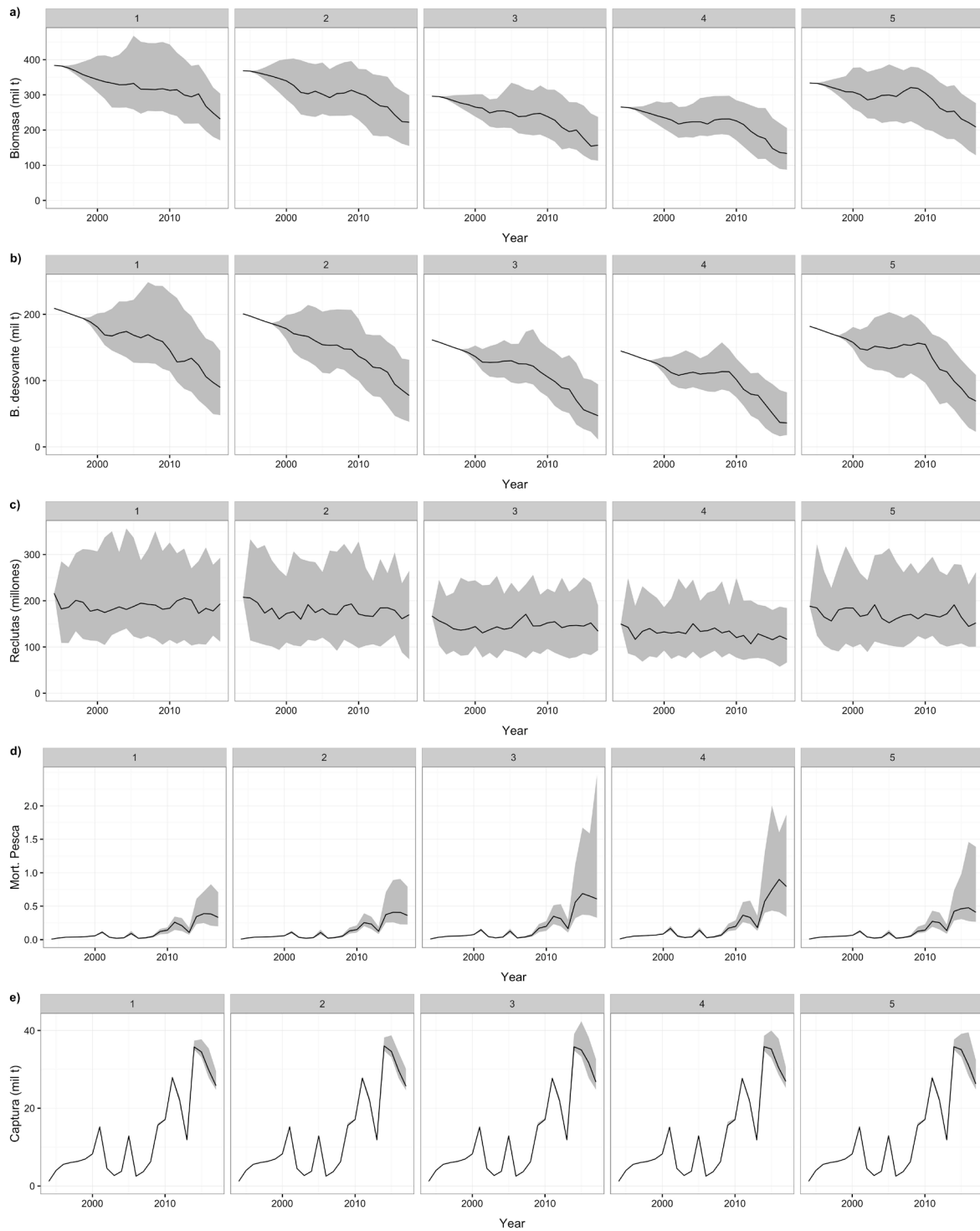


Figura 47. Biomasa total, desovante, reclutamiento, mortalidad por pesca, condicionada a las capturas observadas de reineta y proveniente de 5 simulaciones alternativas para la dinámica poblacional explotada para la fase histórica del periodo 2004-2017. La línea representa la mediana de 50 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.

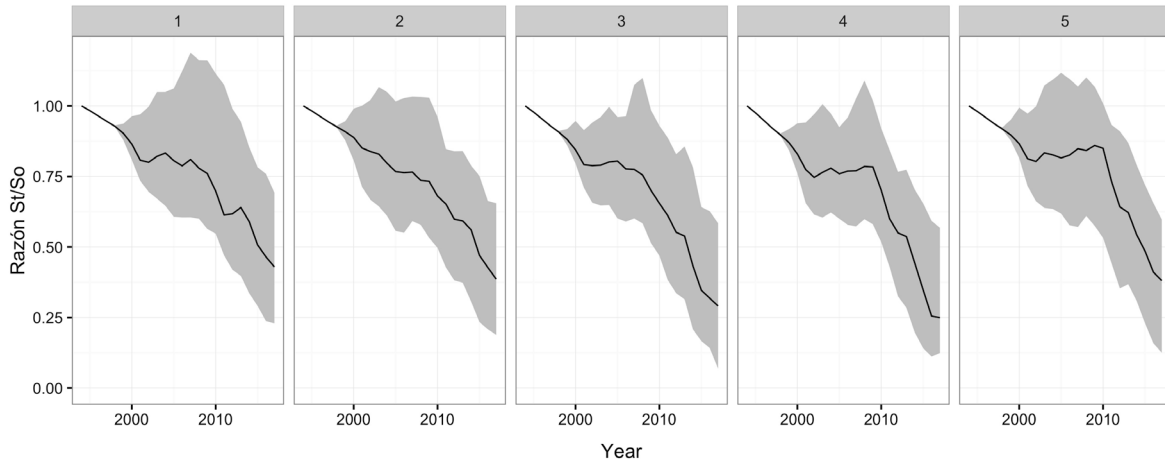


Figura 48. Indicador de agotamiento expresado por la razón entre la biomasa desovante en un año dado y la biomasa desovante inexplorada en 1994 para las poblaciones simuladas de reineta condicionadas a las capturas observadas en el periodo 1994-2017.

4.3 OE2 Implementar diferentes opciones de manejo utilizando procedimientos de manejo (PM) empíricos y PM modelo-basado alternativos para la pesquería.

4.3.1 El sistema de manejo vigente

La evaluación de stock realizada por Espíndola *et al.* (2017), Leal (2018, 2019) consideran el sistema por niveles de Payá *et al.* (2014), el cual toma en cuenta la Ley General de Pesca y Acuicultura que impone como objetivo de manejo llevar a las pesquerías al máximo rendimiento sostenido (MSY). No obstante, para pesquerías de datos pobres es necesario considerar no sólo la cantidad sino también la calidad de los datos e información disponible (ver Objetivo 1) en el contexto del sistema de manejo (Dowling *et al.* 2015, McDonald *et al.* 2017, 2018).

Los lineamientos sugeridos por Dowling *et al.* (2015) para el sistema de manejo son:

- a) Compilar y revisar la información disponible.
- b) Identificará indicadores de estatus plausibles para el recurso.
- c) Identificar puntos biológicos de referencia para indicadores claves.
- d) Seleccionar la estrategia de explotación adecuada y reglas de decisión.

- e) Evaluar formalmente, si es posible, la probabilidad de que las estrategias de explotación logren los objetivos de conservación.
- f) Implementación.

Y de acuerdo con ello, se realizó lo siguiente:

- a) **Compilar y revisar la información disponible:** Se compiló y revisó la información disponible del recurso y su pesquería (ver resultados del OE1 de este informe).
- b) **Identificar indicadores de estatus plausibles para el recurso:** De acuerdo con el marco biológico para la explotación, los indicadores de estatus están definidos en términos de biomasa (B) (“explotable”⁶) y mortalidad por pesca (F). En términos oficiales, y como se establece en la metodología, estas variables provienen de la aplicación del método OCOM.
- b) **Identificar puntos biológicos de referencia para indicadores claves:** Se utiliza B_{RMS} y F_{RMS} para los indicadores de biomasa y mortalidad por pesca.
- c) **Seleccionar la estrategia de explotación adecuada y reglas de decisión:** La estrategia de explotación se asume equivalente a una tasa de mortalidad por pesca constante en el nivel del F_{MSY} . Se propuso un mínimo de cinco reglas de decisión a ser evaluadas, que modifican la mortalidad por pesca en la fase de sobreexplotación y agotamiento (ver más adelante).
- d) **Evaluar formalmente, si es posible, la probabilidad de que las estrategias de explotación logren los objetivos de conservación:** Esta fase corresponde a lo que está en progreso, y tiene relación con el uso del modelo operativo y la formalización de procedimientos de manejo (datos, estimador, regla de control), a través del OE3 (próxima sección).
- e) **Implementación:** Esta fase no será resuelta en el ámbito de este estudio.

⁶ Nota: En consideración que se utiliza un modelo de excedente de producción con las capturas como principal dato de entrada, la variable de estado debería ser equivalente a la biomasa explotable más que la biomasa total o reproductiva.

Los componentes de cualquier sistema de manejo son:

- a) Objetivo de manejo y marco biológico para la explotación
- b) Puntos biológicos de referencia.
- c) Provisión de datos a través del seguimiento de la pesquería (monitoreo), y control de capturas.
- d) Evaluación del estatus del recurso
- e) Reglas de control
- f) Captura biológicamente aceptable.

Dentro del sistema de manejo, el objetivo de manejo y el marco biológico para la explotación están definidos (Espíndola *et al.* 2017, Leal 2018, Leal 2019), de tal manera que el procedimiento de manejo (PM) oficial está definido por tres componentes: a) la provisión de datos, b) el modelo de estimación, y c) la asesoría para el manejo (Smith *et al.* 2009, García *et al.* 2017).

En consecuencia, se tiene:

Marco biológico y puntos biológicos de referencia: El marco biológico para la explotación de la pesquería de reineta que está vigente dice relación con el objetivo de manejo de conducir a la pesquería al máximo rendimiento sostenido (MSY). En este contexto, es deseable que el objetivo de manejo se exprese operacionalmente en términos del nivel de biomasa que genera el MSY (B_{MSY}), expresado como una fracción de la biomasa inexplorada (B_0). A su vez, la tasa de mortalidad por pesca que genera el RMS (F_{MSY}) se constituye en la mortalidad por pesca objetivo. Con el objeto de resguardar una biomasa límite (B_{lim}), se asume que ésta sea la mitad del B_{MSY} .

Puntos biológicos de referencia

Operacionalmente, el marco de referencia para la explotación se debe estimar considerando por ejemplo la capacidad de carga (k) y la tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r) de los modelos de producción logísticos. De esta manera, $B_{MSY} = 0.5k$, $F_{MSY} = 0.5r$, y $B_{lim} = 0.25k$.

Diagnóstico del estatus

Para definir el estatus se consideró el diagrama de fase (Payá *et al.* 2014), planteado por Leal (2019) en que para el caso de una pesquería pobre en datos considera la razón B/B_{MSY} y la razón F/F_{MSY} , donde B representa ya sea la biomasa del año más reciente o un vector histórico de biomasa, y F es

la mortalidad por pesca del año más reciente o un vector histórico de mortalidad por pesca. No obstante, la ubicación del año más reciente en el diagrama de fase determinará el estatus del recurso.

De esta manera, en el diagrama se identifican los siguientes estados en conformidad con la Ley General de Pesca y Acuicultura:

- a) Colapso y/o agotamiento, si la razón de la biomasa del año más reciente (B) y la biomasa objetivo (B_{RMS}) es inferior a 0.5 ($B/B_{RMS} < 0.5$).
- b) Sobreexplotación, si la razón de la biomasa del año más reciente (B) y la biomasa objetivo (B_{MSY}) es inferior a 0,9 ($0.5 < B/B_{MSY} < 0.9$) y si la razón de la mortalidad pos pesca del año más reciente (F) y F_{MSY} es superior a 1 ($F/F_{MSY} > 1$).
- c) Plena explotación, si la razón B/B_{MSY} se encuentra entre los límites superior e inferior de la plena explotación ($0.9 < B/B_{MSY} < 1.25$)
- d) Subexplotación, si la razón de la biomasa del año más reciente (B) y la biomasa objetivo (B_{MSY}) es mayor a 1.25 ($B/B_{MSY} > 1.25$).

Modelo de estimación

Un modelo de evaluación de stock provee de las variables de estado necesarias para establecer el estatus del recurso, y como consecuencia de un indicador que permite las acciones necesarias para el control de la explotación en el marco de la estrategias de explotación y las reglas de control de la explotación. Como fue expuesto previamente, Espíndola *et al.* (2017) utilizó el modelo OCOM de Zhou *et al.* (2013); el cual para los fines de este proyecto se constituye en el modelo oficial de evaluación del estatus de reineta.

Como alternativa, en la oferta técnica se propuso un conjunto de métodos basados ya sea en capturas o en tallas (**Tabla 20**). No obstante, en el Taller de trabajo realizado en enero y mayo de 2019, se acordó utilizar el modelo OCOM de Zhou *et al.* (2013) como el modelo oficial y utilizar sólo algunos de los planteados en la propuesta como alternativos. Dentro de los acuerdos, se planteó utilizar el modelo basado en capturas conocido como CMSY de Froese *et al.* (2017); mientras aquellos basados en tallas se acordó considerar LBSPR (Hordyk *et al.* 2015, 2016) y LIME (Rudd y Thorson, 2018).

Tabla 20. Métodos de evaluación de stock como estimadores del estatus de pesquerías pobres en dato, cuya robustez será evaluadas en este estudio para el caso de *Brama australis*.

Categoría	Modelo	Descripción	Datos básicos y supuestos	Documentación y Package	Fuente
Alternativo	LBSPR	Length-Based Spawning Potential Ratio	Composición de tallas. Equilibrio, población y selectividad estructurada por edad	https://github.com/AdrianHordyk/LBSPR http://barefootecologist.com.au/lbspr.html	Hordyk <i>et al.</i> (2015, 2016)
Alternativo	LIME	Length-Based Bayesian biomass estimation method	Composición de tallas. Equilibrio, pseudo-cohorte con selectividad a la talla	Codificado en R.	Froese <i>et al.</i> (2018)
Oficial	OCOM	Optimized Catch Only Method	Serie de captura, Excedente de producción de Schaefer	Codificado en R	Zhou <i>et al.</i> (2013)
Alternativo	CMSY	Catch-based MSY estimation	Serie de tiempo de capturas/índice de abundancia. Excedente de producción de Schaefer	Codificado en R https://github.com/SISTA16/cmsy	Froese <i>et al.</i> (2017)

Aunque la categoría oficial de estimadores se refiere al método OCOM de Zhou *et al.* (2013), también es preferible combinar con algunos métodos que se basan en la composición de tallas bajo la hipótesis de ciclo de conectividad repetible asumido a prior como modelo poblacional conceptual para la reineta (Galleguillos *et al.* 2015, Arancibia *et al.* 2017, Leal 2018) Además, si es factible desarrollar índices de abundancia dependientes de la pesquería en un futuro cercano, entonces el método CMSY de Froese *et al.* (2017) pudiese ser promisorio.

Sin embargo, al considerar los lineamientos de un mejoramiento continuo en la evaluación de stock de reineta, la aproximación metodológica considera sólo evaluar la robustez del modelo OCOM en términos de sesgo y precisión. Esto porque a través del Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de la Asesoría Científica (PMCCAC) que se realiza anualmente es factible

avanzar hacia una evaluación de stock con dinámica poblacional estructurada por edad con observaciones en talla (Leal 2019), y superar las limitaciones actuales para subir de nivel.

LBSPR (Length-based spawning potential ratio)

- **Descripción:** El método LBSPR fue desarrollado por Hordyk *et al.* (2015) para pesquerías con datos limitados, puede trabajar con una muestra representativa de la estructura de tamaños de la fracción vulnerable a la pesca. El modelo utiliza métodos de máxima verosimilitud, para encontrar los valores de la mortalidad por pesca relativa y la selectividad por talla que minimiza la diferencia entre la composición observada y la talla esperada de la captura, y calcula el SPR resultante.
- **Datos de entrada:** La composición de longitud de las capturas de cada año y la relación M/K , el parámetro de longitud asintótica de von Bertalanffy (L_{∞}), el coeficiente de variación de la longitud asintótica, la y longitud al 50% y 95% de madurez.
- **Supuestos:** a) equilibrio poblacional (steady-state), b) composición de la longitud observada no se desvía de la estructura de longitud esperada debido a la variabilidad en el reclutamiento o la mortalidad, c) selectividad logística estructurada por talla, d) crecimiento de los peces se describe adecuadamente mediante la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy.
- **Salidas:** a) relación entre la mortalidad por pesca y la mortalidad natural (F/M), b) talla en que ocurre el 50% y 95% de selectividad, y valores de SPR. Permite estimar salidas simultáneas para cada año con que se cuenta con datos de longitud. Además, permite simular la estructura de tallas esperada, crecimiento y curvas SPR y rendimiento dado un objetivo de manejo basado en reducción de SPR. El modelo se ajusta a mediciones de datos de longitud o frecuencia de tallas para estimar la razón de potencial reproductivo.
- **Ventajas:** a) Cuando se enfrenta a una pesquería pobre en datos, con sólo datos sobre la distribución de frecuencia de talla del stock, el modelo puede ser una herramienta eficaz para proporcionar una estimación inicial del estado del stock e informar sobre el asesoramiento preliminar de gestión; b) proporciona un medio para estimar los puntos de referencia biológicos, F/M y SPR , que antes requerían análisis de captura por edad.

- **Desventajas:** a) Es sensible a la dinámica de no equilibrio, b) la precisión del *SPR* estimado depende de la precisión de los parámetros M/K , $L\infty$ y $CV(L\infty)$; c) asume que la longitud en la edad normalmente se distribuye con un coeficiente de variación constante, d) requiere que las composiciones de longitud sean representativas de todo el stock, las muestras no representativas causarían sesgo y la evaluación resultante de la condición del stock; e) el método asume que cualquier pez grande que falta en los datos se ha eliminado mediante la pesca, si los peces grandes están insuficientemente representados en la muestra de talla por cualquier motivo, el método sobrestimaré F/M y subestimaré el *SPR*; f) Si la frecuencia de longitud de una población es altamente multimodal, el modelo no se ajustará bien a los datos, y es probable que las estimaciones de F/M , selectividad y *SPR* no sean realistas

LIME (Length-based Integrated Mixed Effects)

- **Descripción:** LIME tiene dos propósitos: a) es un modelo basado en tallas que utiliza un modelo operativo estructurado por edad para simular datos de frecuencia de tallas, índices de abundancia y capturas ya sea por estaciones o años, una o múltiples flotas, bajo reclutamiento y mortalidad variables; y b) es un modelo de estimación que se ajusta a datos de composición de tallas para estimar mortalidad por pesca, reclutamiento, biomasa relativa, *SPR*, y otras cantidades que se derivan de una evaluación estructurada por edad. Fue desarrollado por Rudd y Thorson (2018), quienes además evaluaron su desempeño considerando una amplia variedad de limitación de datos. Una vez evaluados los estimadores basados en talla como en capturas, y considerando que en el mediano a largo plazo existirá un cambio de nivel de Tier 3 a Tier 2 en la pesquería de la reineta, es factible evaluar LIME como estimador ya que tiene la flexibilidad para incluir más de una flota, más de una composición anual de tallas, así como índices de abundancia.
- **Datos de entrada:** Utiliza una muestra de frecuencia de tallas representativa o una serie de tiempo anual de datos de frecuencia de tallas, y un buen conocimiento de parámetros de historia de vida básicos.
- **Supuestos:** LIME utiliza modelos de dinámica de la abundancia, ecuación de captura de Baranov, separabilidad de la mortalidad por pesca en efectos asociados a la edad (selectividad) y años; y considera desviaciones del reclutamiento (con o sin correlación

serial) en torno de una media o bien condicionados a un modelo stock-recluta, relaja los supuestos de equilibrio de otros métodos basados en la talla mediante la estimación de la mortalidad por pesca anual y variación del reclutamiento (entre otros parámetros), derivando el reclutamiento anual como un efecto aleatorio. El método asume una selectividad tipo logística, pero también es posible utilizar una selectividad tipo domo.

- **Salidas:** cambios anuales en biomasa relativa, *SPR*, reclutamientos y mortalidad por pesca anual, entre otros que se derivan de un modelo de evaluación estructurado por edad.
- **Ventajas:** Al ser un modelo estructurado por edad, permite integrar datos de composición de tallas de las capturas que tienen información implícita acerca de la mortalidad por pesca, selectividad, y reclutamiento, con errores de proceso y de observación. De esta manera, aunque puede ser difícil distinguir entre ellos, una de las ventajas es que LIME puede incorporar algunos años de datos de captura anual o algún índice de abundancia para reducir la incertidumbre y sesgo en las estimaciones de mortalidad por pesca.
- **Desventajas:** el método requiere una comprensión alta sobre los parámetros de historia de vida que determinan la productividad de un recurso, los que a menudo son la principal fuente de incertidumbre para casos de evaluación de pesquerías con datos limitados.

OCOM (Optimized Catch Only Method)

- **Descripción:** La dinámica del modelo se basa en un modelo de producción de Graham-Schaefer. El modelo además de los parámetros r y k , tiene un término llamado saturación del stock (s) que es representado dentro de la ecuación de la dinámica por el término $1-B_i/k$. Este término provee una derivación del agotamiento o depleción ($d=1-s$) y puede ser despejado usando priors para r ó d . OCOM se centra principalmente en la productividad del stock y en los parámetros de agotamiento (r y s) en lugar de r y k . Las priors sobre la productividad del stock se basan en la relación entre r y la mortalidad natural M u otros parámetros de la historia de vida. Las priors sobre el agotamiento se derivan de especies data-rich. OCOM usa modelos o ecuaciones para todos los cálculos y no se usan reglas predefinidas (como en el caso de CMSY). El método OCOM utiliza un algoritmo de optimización en lugar de un enfoque estocástico.

- **Datos de entrada:** El modelo requiere serie de tiempo de capturas. Los priors para la tasa intrínseca de crecimiento (r) son derivadas a partir de parámetros de historia de vida (invariantes). La estimación de M puede ser obtenida a partir de invariantes de historia de vida o métodos empíricos. Por ejemplo: Pauly (1980), Jensen (1996), Myers *et al.* (1999), McAllister (2001), Kenchington (2014), Froese y Pauly (2015); i.e., $r \sim 2F_{MSY} \sim 2M \sim 3K \sim 3/t_{gen} \sim 9/t_{max}$, donde F_{MSY} es la mortalidad por pesca proxy que produce el MSY, M es la tasa de mortalidad natural, t_{gen} es el tiempo generacional promedio, y t_{max} es la edad máxima.
- **Supuestos:** El modelo asume una relación simétrica entre el excedente de producción de la población y la biomasa. En consecuencia, el excedente de producción máximo (es decir, MSY) se produce cuando la biomasa (B_{MSY}) es la mitad de la capacidad de carga (k). Esta relación simétrica existe porque el modelo de Graham-Schaefer asume que la biomasa de equilibrio disminuye linealmente a medida que aumenta la mortalidad por pesca. El modelo no hace supuestos acerca de los rangos predefinidos de los valores de las priors. OCOM usa modelos o ecuaciones para todos los cálculos y no se usan reglas predefinidas como en CMSY.
- **Salidas:** Estimaciones de B_0 , r y depleción. Serie de tiempo de biomasa y mortalidad por pesca, y estimaciones de puntos de referencia biológicos, tales como MSY, B_{MSY} y F_{MSY} .
- **Ventajas:** Método simple y rápido. El uso de priors para r y s derivadas de stocks data-ricos es menos subjetivo que asumir un valor o un rango predefinido para estas cantidades. El uso de un algoritmo de optimización también tiene ventajas computacionales, lo que garantiza pocas posibilidades de perder posibles valores viables y cálculos rápidos. OCOM produce estimaciones razonables para la mayoría de los stocks examinados. El desempeño de OCOM ha sido evaluada comparando sus resultados con modelos ricos en datos (full stock assessments). También el desempeño de OCOM fue evaluado comparándolo con CMSY, observándose que OCOM produjo estimaciones similares a CMSY pero el error relativo de MSY fue menor usando OCOM. Aunque OCOM puede usar solo datos de captura para estimar varios parámetros para el manejo, información adicional, si está disponible, se puede incorporar al método para mejorar su rendimiento. La información posible incluye uno o más años con estimaciones de abundancia absoluta, índice de abundancia relativa,

estimación de la tasa de mortalidad por pesca y más de un año de datos de esfuerzo de pesca.

- **Desventajas:** OCOM requiere una prior para r que se basa en la mortalidad natural u otros parámetros de historia de vida, por lo que la precisión en la estimación de M afectará los resultados de OCOM. En algunos casos r y k fueron pobremente estimados, sin embargo, su producto presentó una mejor estimación ($MSY = rk/4$). Los parámetros como k y r ($2F_{msy}$) pueden tener mucho ruido, no obstante, en combinación ofrecen información importante para el manejo.

CMSY (Catch-based MSY estimation)

- **Descripción:** El modelo se basa en la dinámica de un modelo de producción de Schaefer. Este enfoque utiliza la captura y la productividad (resiliencia-puede obtenerse de Fishbase) y el status cualitativo de la población para estimar la biomasa, la tasa de explotación, el MSY y otros puntos de referencia a partir de datos de captura y resiliencia de la especie, usando un método de Monte Carlo. Los rangos probables de los parámetros r y k del modelo de producción se filtran con un enfoque de Monte Carlo para detectar pares de r - k "viables" (un plot de pares de r - k viables generalmente resulta en una nube de forma triangular en espacio logarítmico). Un par de parámetros se considera "viable" si las trayectorias de biomasa calculadas son compatibles con las capturas observadas y con estimaciones previas de rangos de biomasa relativa para el comienzo y el final de la serie de tiempo. El modelo CMSY se diseñó para seleccionar el par de r - k más probable como la media geométrica de esta distribución. En cambio, CMSYb, busca el r más probable no en el centro de la distribución, sino en la región de la punta del triángulo. Esto se basa en el principio subyacente que define r como la tasa máxima de aumento de la población, que debe encontrarse entre los valores de r más altos posibles.
- **Datos de entrada:** El modelo requiere una serie de tiempo de remociones y valores proxy de r . El rango de priors para k se obtiene a partir de valores máximos de captura y r . También prior de biomasa relativa al comienzo y final de la serie de tiempo. Las invariantes de historia de vida pueden ser usadas para derivar prior cuando no existe más información disponible; i.e., $r \sim 2F_{MSY} \sim 2M \sim 3K \sim 3/t_{gen} \sim 9/t_{max}$, donde F_{MSY} es la mortalidad por

pesca proxy que produce el MSY, M es la tasa de mortalidad natural, t_{gen} es el tiempo generacional promedio, y t_{max} es la edad máxima.

- **Supuestos:** Tres supuestos son claves en este enfoque y al momento de terminar los límites del parámetro k . Primero, el tamaño de stock no explotado k es mayor que la captura más alta en la serie de tiempo, porque es muy poco probable que una pesquería encuentre y capture, en un solo año, a todos los individuos de un stock previamente sin explotar. Por lo tanto, la captura máxima del stock se utilizó para informar el límite inferior de k . Segundo, la captura máxima sostenible expresada como una fracción de la biomasa disponible (F_{MSY}) depende de la productividad del stock. Esta relación se explica dividiendo la captura máxima entre el límite superior e inferior de r y utilizando estos valores como puntos de referencia para los límites inferior y superior de k . Tercero, la captura máxima constituirá una fracción más grande de k en poblaciones sustancialmente agotadas en comparación a poblaciones ligeramente agotadas.
- **Salidas:** Gráfico de pares viables de r - k con sus respectivos intervalos de confianza. Trayectoria de la biomasa predicha y sus percentiles. Tasa de explotación relativa (u/u_{MSY}). Serie de tiempo de captura relativa al MSY. Indicador del status (B/B_{MSY}).
- **Ventajas:** Método simple. Fácil implementación (template in R). Incluye una función de reclutamiento con reclutamiento constante (función de reclutamiento del palo de hockey). Esto da estimaciones más realistas de r y k en stocks con largos periodos de biomasa severamente agotada. El modelo fue comparado con un Modelo de Schaefer Bayesiano (BMS) para evaluar el desempeño (similar desempeño en la mayoría de los casos). Proporciona predicciones razonables de biomasa relativa y tasa de explotación en comparación con datos simulados "verdaderos".
- **Desventajas:** El modelo no es adecuado para poblaciones con muy baja resiliencia. Uso de la captura máxima para obtener rangos previos para k (No existe un predictor simple para el tamaño no explotado de una población porque las estimaciones de abundancia generalmente comienzan mucho después de que la pesca ha reducido sustancialmente el tamaño del stock). CMSY es más sensible a la configuración incorrecta del prior de la biomasa del último año. El desempeño del modelo no es bueno en poblaciones severamente explotadas o levemente explotadas. Análisis preliminares sugieren que CMSY subestimaré

el MSY y k si se utilizan los desembarques en lugar de las capturas y más aún si los descartes son sustanciales.

4.3.2 Procedimientos de manejo: modelo OCOM y reglas de control

Al modelo OCOM que está siendo utilizado para evaluar el estatus de reineta (Leal 2019), se le implemento las cinco reglas de decisión que permiten controlar la mortalidad por pesca y llevar al stock y la pesquería al máximo rendimiento sostenido. De esta manera, se codificaron las reglas de control de la explotación; a saber:

```
Bmsy=tabla[3,1]/2
Fmsy=tabla[3,2]/2
Fest=C/Bioma[3,]
mata<-out1.backup[1:5] #copia "k", "r", "msy", "Bend", "Depletion"
mm<-length(mata)
mato<-vector()
for(p in 1:mm){mato<-cbind(mato,mata[[p]])}
mate<-as.data.frame(mato)
colnames(mate)<-c("k", "r", "msy", "Bend", "Depletion")
yy<-length(yr)
npbr=5
ss<-dim(sp)
nyrsp=3
yrs_pro<-seq(yr[yy],yr[yy]+nyrsp,by=1)
yyp<-length(yrs_pro)
BT=CT=FT=array(NA,c(npbr,ss[1],length(yrs_pro)))
BT[, ,1]<-Bioma[3,yy]
CT[, ,1]<-C[yy]
#Reglas de control
for(y in 1:npbr){
  for(n in 1:ss[1]){
    ki=sp$k[n]
    ri=sp$r[n]
    for(m in 1:(yyp-1))
    {
      if(y==1){ #A: Mortalidad por pesca constante = Fmsy
FT[y,n,m]=Fmsy}
      if(y==2){ #B: Mortalidad por pesca variable ad-hoc
        if(BT[y,n,m]/Bmsy<0.9){
          FT[y,n,m]=Fmsy*((BT[y,n,m]/Bmsy-0.5)*0.625 + 0.75)
          if(BT[y,n,m]/Bmsy < 0.5){
            FT[y,n,m]=Fmsy*((BT[y,n,m]/Bmsy-0.5)*3+0.75)
          }
          if(BT[y,n,m]/Bmsy < 0.25){
            FT[y,n,m]=0
          }
        }
      }
    }
  }
}
else{FT[y,n,m]=Fmsy}
```

```

}
if(y==3){ #C: Mortalidad por pesca variable 10-40
  if(BT[y,n,m]/Bmsy<0.9){
    FT[y,n,m]=Fmsy*((BT[y,n,m]/Bmsy-0.5)*2.5)
    if(BT[y,n,m]/Bmsy < 0.5){
      FT[y,n,m]=0
    }
  }
  else{
    FT[y,n,m]=Fmsy}
}
if(y==4){ # D) Mortalidad por pesca variable 10-40
  if(BT[y,n,m]/Bmsy<0.9){
    FT[y,n,m]=Fmsy*(BT[y,n,m]/Bmsy-0.25)/(0.9-0.25)
    if(BT[y,n,m]/Bmsy < 0.25){
      FT[y,n,m]=0
    }
  }
  else{
    FT[y,n,m]=Fmsy}
}
if(y==5){ # E) Mortalidad por pesca variable 0-40
  if(BT[y,n,m]/Bmsy<0.9){
    FT[y,n,m]=Fmsy*(BT[y,n,m]/Bmsy)/0.9
  }
  else{
    FT[y,n,m]=Fmsy}
}

if(m==1){CT[y,1]=C[yy]}else{CT[y,n,m]=BT[y,n,m]*FT[y,n,m]}
BT[y,n,m+1]=BT[y,n,m]+r1*BT[y,n,m]*(1-BT[y,n,m]/ki)-CT[y,n,m]
if(m==(ypp-1)){CT[y,n,m+1]=BT[y,n,m+1]*FT[y,n,m+1]}
}
}
}

MRS=tabla[3,3]
#TABLA DE RESULTADOS
ct<-matrix(NA,npbr,5)
for(i in 1:npbr){
  ct[i,]<-as.numeric(quantile(CT[i,2],probs=c(.1,.2,.3,.4,.5)),n) #riesgo
}
hcr <- c("A","B","C","D","E")
colnames(ct)<-c("10%","20%","30%","40%","50%")
rownames(ct)<-formatC(hcr,format="f",digits=2)
#RANGO CBA PARA EL AÑO siguiente (2) y PBR AL MRS (1)
rango<-quantile(CT[1,2],prob=c(0.025,0.25,0.50,0.75,0.975))
)

```

Un ejemplo simple del comportamiento de estas reglas consiste en aplicarlas a una proyección simple a partir del estatus de reineta al 2017 con el modelo OCOM (**Tabla 21**). Las

diferencias en el control de la mortalidad por pesca por la reglas de control de la explotación A-E fueron leves (**Fig. 49**), así como las capturas esperada según las respuestas en la biomasa (**Fig. 49**). En efecto, la respuesta del stock a estas reglas de decisión es misma, y la probabilidad de lograr el estatus de la reineta se logra después de 2018 (**Fig. 50**). Como esta es una proyección simple y determinista a partir de solamente la incertidumbre estadística del modelo de evaluación de stock, sólo se ilustra con propósitos de implementación del(los) procedimiento(s) de manejo que serán evaluados bajo incertidumbre en el objetivo 3, a continuación de esta sección.

Tabla 21. Evaluación del stock de reineta al 2017 con el método OCOM. Se indica la biomasa inexplorada o capacidad de carga (k), la tasa intrínseca de crecimiento poblacional (r), el rendimiento máximo sostenido (MSY), la biomasa al 2017 y el agotamiento medido como la razón B_{2017}/k .

Percentil	k	r	MSY	B2017	Agotamiento
0%	96185	0.450	15525	40621	0.300
25%	119404	0.537	19656	55197	0.408
50%	134352	0.644	21746	59911	0.443
75%	151172	0.772	24288	64249	0.475
100%	211158	0.916	28894	77778	0.575

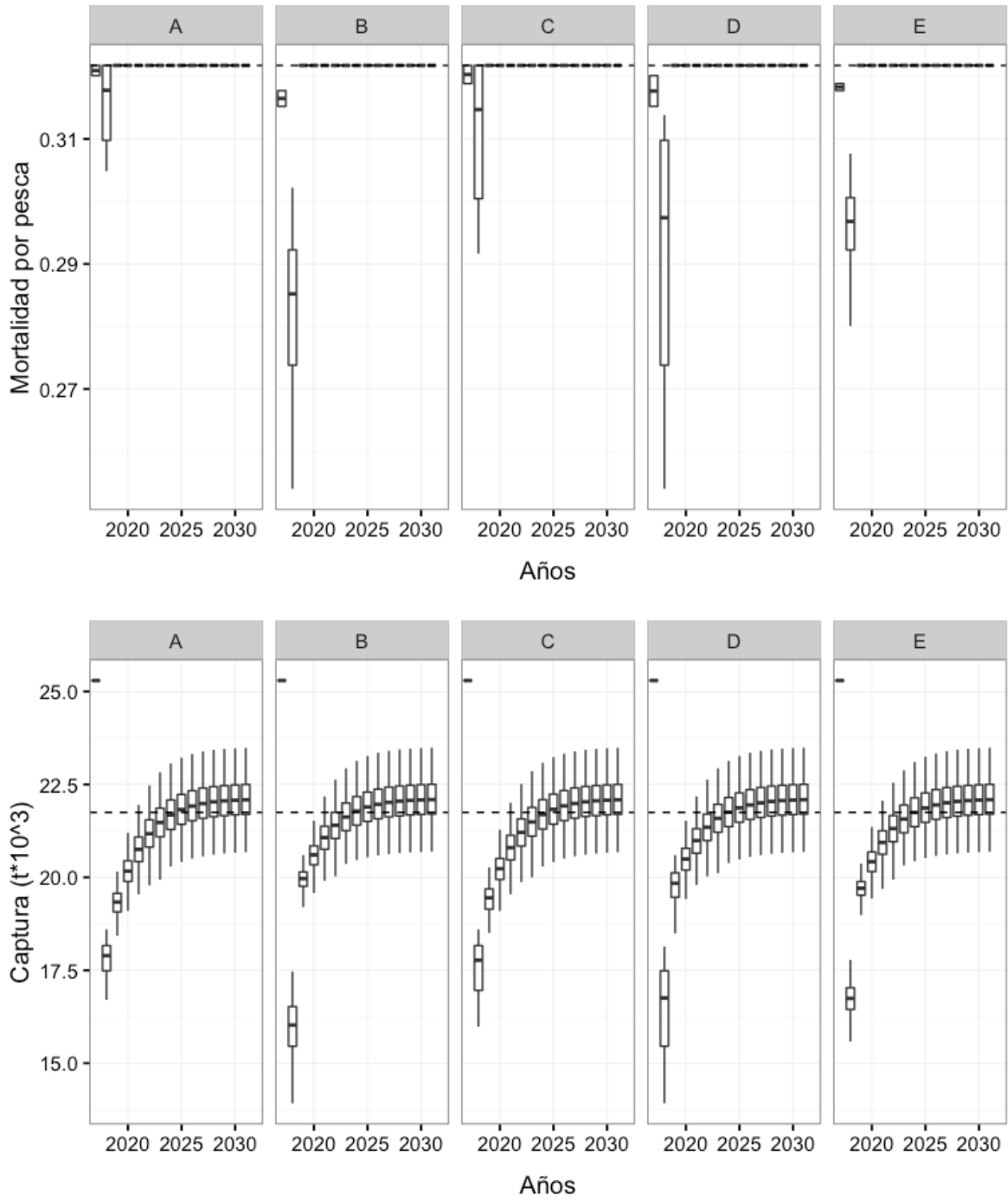


Figura 49. Ejemplo del control de la mortalidad por pesca (arriba) según las reglas de control de la explotación considerando una proyección simple del estimador OCOM y capturas esperadas.

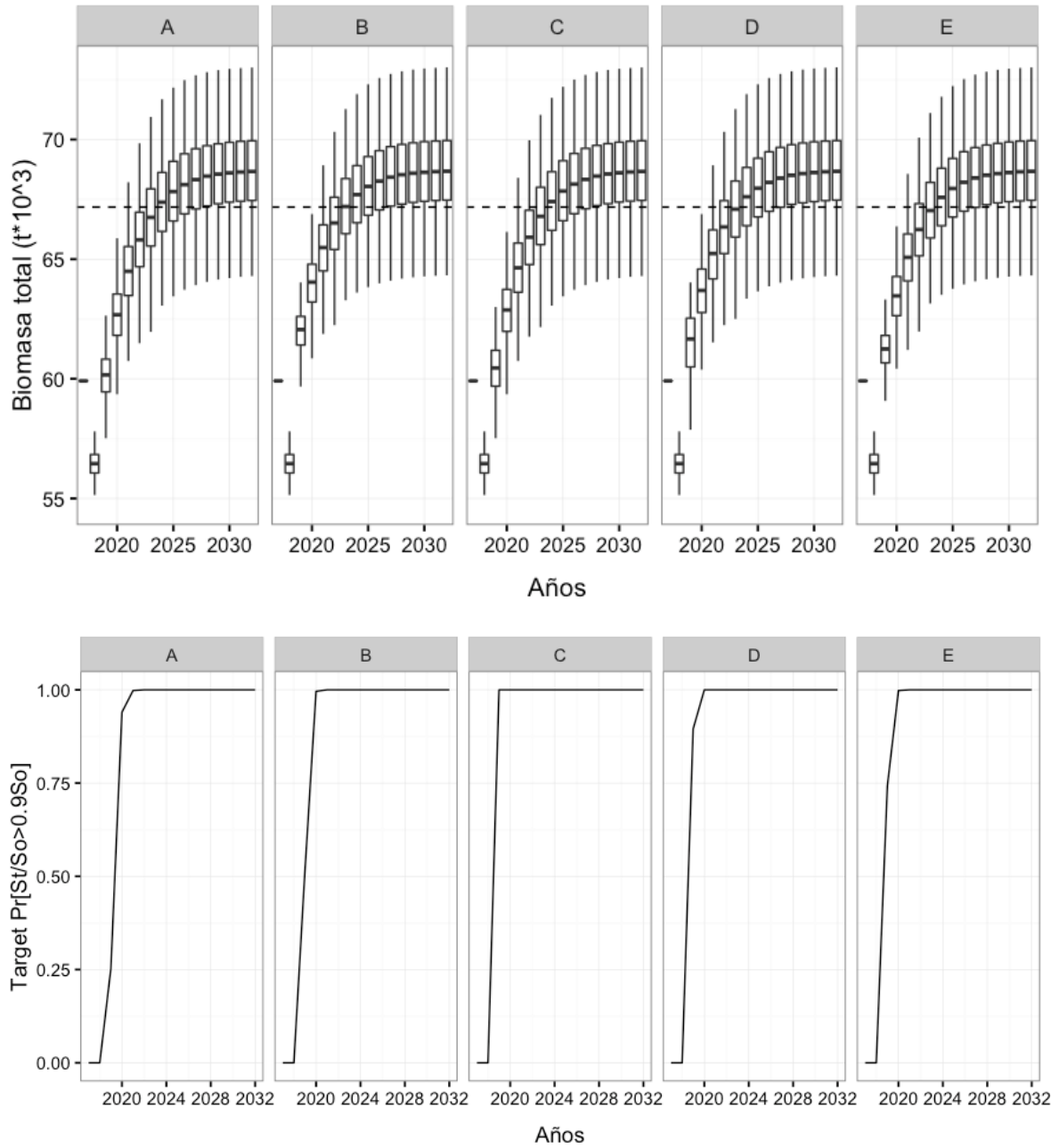


Figura 50. Ejemplo de la respuesta proyectada de la biomasa (arriba) del estimador OCOM en relación con las cinco reglas de control de la explotación y probabilidad de lograr la explotación plena (abajo).

4.4 OE3: Evaluar la efectividad del manejo para alcanzar el o los objetivos de manejo establecidos para la pesquería por la Ley General de Pesca y Acuicultura.

4.4.1 Escenarios para evaluar la eficacia de procedimientos de manejo

El modelo operativo de simulación se utilizó para generar alternativas en la dinámica de la población de reineta en su fase histórica (periodo 2004-2017), considerando ya sea la incertidumbre en los parámetros de historia de vida, producción de juveniles o historia de la explotación en los siguientes escenarios. Esto se logró mediante combinaciones entre el número de modelos de dinámica de poblaciones alternativas (n_{mod}) y el número de simulaciones de la trayectoria del reclutamiento y mortalidad por pesca por modelo (n_{sim}), y proyecciones a 20 años.

Escenario E1: Consideró un enfoque empírico, en el cual se evaluaron cinco niveles de captura constante. Para ello se utilizó la captura promedio del periodo 2014-2017 ($C=30838$ t) y se utilizó multiplicadores 0.5, 0.75, 1, 1.1 y 1.3 con el objeto de evaluar la importancia de la magnitud de las capturas recientes y el nivel de productividad que fue condicionado. En este escenario, el modelo operativo generó 5 poblaciones alternativas de reineta que se diferenciaron en los parámetros de la relación stock-recluta, y la situación al 2017 fue condicionado con los niveles de captura observados, para posteriormente proyectar a 20 años la explotación con capturas constantes (**Tabla 22**).

Escenario E2: En este escenario se evaluó empíricamente un rango estrecho de capturas variables entre 15000 y 25000 t, como una forma de modelar capturas que podrían ser obtenidas anualmente dependiendo de la disponibilidad de reineta por un horizonte de 20 años. Se utilizó el mismo condicionamiento histórico del escenario E1 (**Tabla 22**).

Escenario E3: La evaluación de la efectividad del manejo para alcanzar el objetivo de manejo establecido para la pesquería de reina se realizó con el enfoque EEM considerando un ciclo cerrado de simulación-estimación retroalimentado (ver **Fig. 5**, Sección métodos), bajo incertidumbre. Los PM se diferenciaron en las reglas de control de la explotación (ver Sección 3.4.1 y 4.3.2), y para evaluar la eficacia de éstos se utilizó 10 alternativas para la dinámica de la población, diferenciada

en los parámetros de la relación stock-recluta e incertidumbre en la explotación histórica, sin error de proceso en una proyección a 20 años (**Tabla 22**).

Escenario E4: Se utilizó un ciclo cerrado de simulación-estimación retroalimentado para evaluar los PM del escenario E3, con 5 alternativas para la dinámica de la población, diferenciada en los parámetros de la relación stock-recluta e incertidumbre en la explotación histórica, pero con error de proceso en una proyección a 20 años (**Tabla 22**).

Tabla 22. Dimensionamiento del proceso del ciclo cerrado de simulación-estimación retroalimentado (EEM).

Simulación-estimación	Descripción	Incertidumbre	Poblaciones simuladas (nmod)	Simulación por población (nsims)	Número de años proyectados
E1	Error de proceso y captura constante	En la relación stock-recluta (steepness, R_0 , S_0) y mortalidad por pesca histórica	5	50	20
E2	Error de proceso y captura variable	En la relación stock-recluta (steepness, R_0 , S_0) y mortalidad por pesca histórica	5	50	20
E3	Sin error de proceso en la proyección.	En la relación stock-recluta (steepness, R_0 , S_0), y en la explotación histórica (mortalidad por pesca y capturas)	10	30	20
E4	Con error de proceso en la proyección	Relación stock-recluta (steepness, R_0 , S_0), y explotación histórica (mortalidad por pesca y capturas)	5	30	20

4.4.2 Escenario E1: Capturas constantes

Este escenario es esencialmente empírico y orientado a dimensionar la importancia de las capturas recientes de reieneta, a través de cinco niveles de captura constante; a saber: A) 15420 t, B) 23128 t, C) 30838 t, D) 33900 t, y E) 40090 t, que resultaron del multiplicador de la captura promedio del periodo 2014-2017. Se consideró cinco alternativas de dinámica poblacional que se diferenciaron en la relación stock recluta (steepness, R_0 y S_0) y explotación condicionada a las capturas observadas en el periodo 1994-2017 (**Fig. 51**).

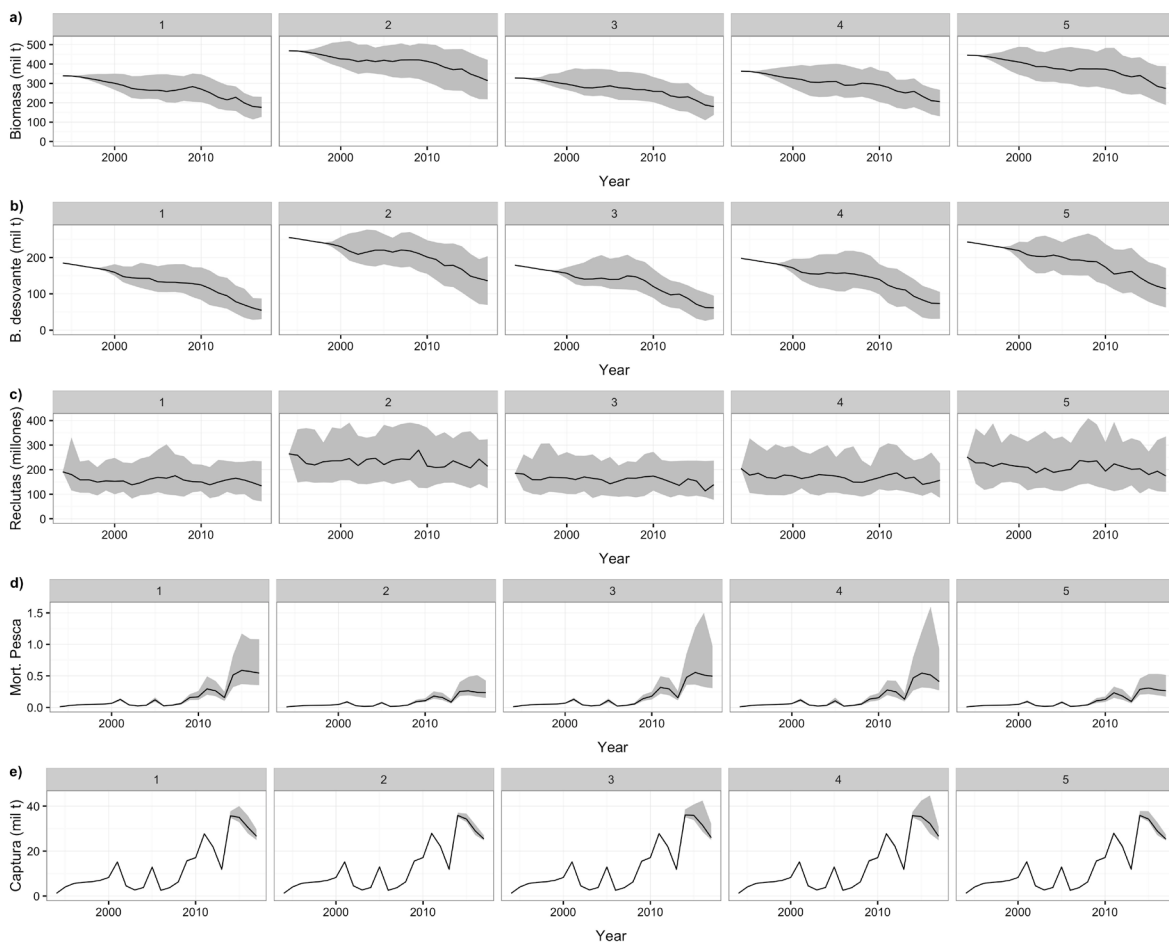


Figura 51. Escenario E1: biomasa total, desovante, reclutamiento, mortalidad por pesca y capturas observadas de reieneta para cinco alternativas de dinámica poblacional en la fase histórica (1994-2017). La línea representa la mediana de 50 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.

La proyección a 20 años con estas capturas constantes mostró diferencias importantes para la sustentabilidad de las poblaciones simuladas de reineta; a saber. En efecto, la captura constante más baja de 15420 t (A), y la captura de 23128 t (B) fueron los niveles que permitieron un mejor desempeño en la viabilidad de las poblaciones simuladas, ya que las capturas C=30837 t a E=40089 t produjeron un deterioro en la biomasa desovante de las poblaciones simuladas (**Fig. 52**). En resumen, capturas mayores a 30 mil t terminaron en colapso en un horizonte de 20 años a pesar de la ocurrencia de reclutamientos favorables después del 2020.

Lo anterior es evidente en la razón biomasa desovante y el objetivo de manejo, observándose efectos de fluctuaciones importantes en torno del objetivo de manejo con capturas anuales de 15418 t, mientras que capturas de 23128 t y 30837 t producen sobreexplotación en las poblaciones simuladas (**Fig. 53**). La probabilidad de llevar al stock a la explotación plena, en torno del objetivo de manejo ($\Pr[0.9 \leq B/BMSY < 1.25]$), fue del orden de 25% para el nivel A=15418 t y B=23128 t (Fig. 54), siendo más baja a prácticamente cero para las capturas mayores (**Fig. 54**).

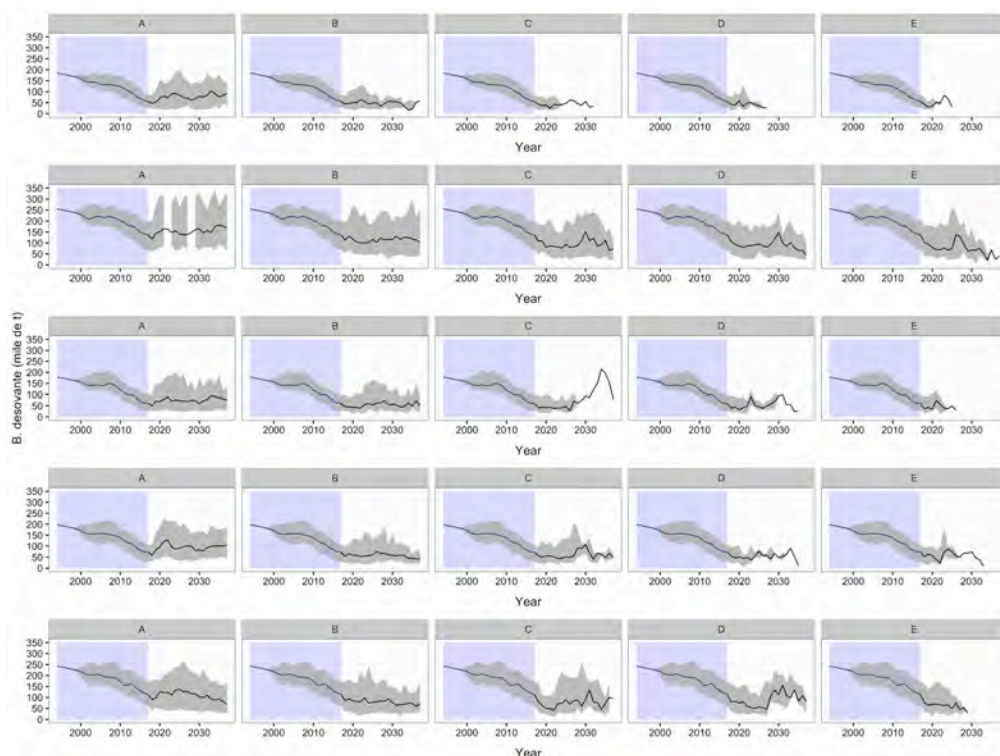


Figura 52. Escenario E1, biomasa desovante simulada en la fase histórica (rectángulo) y fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.

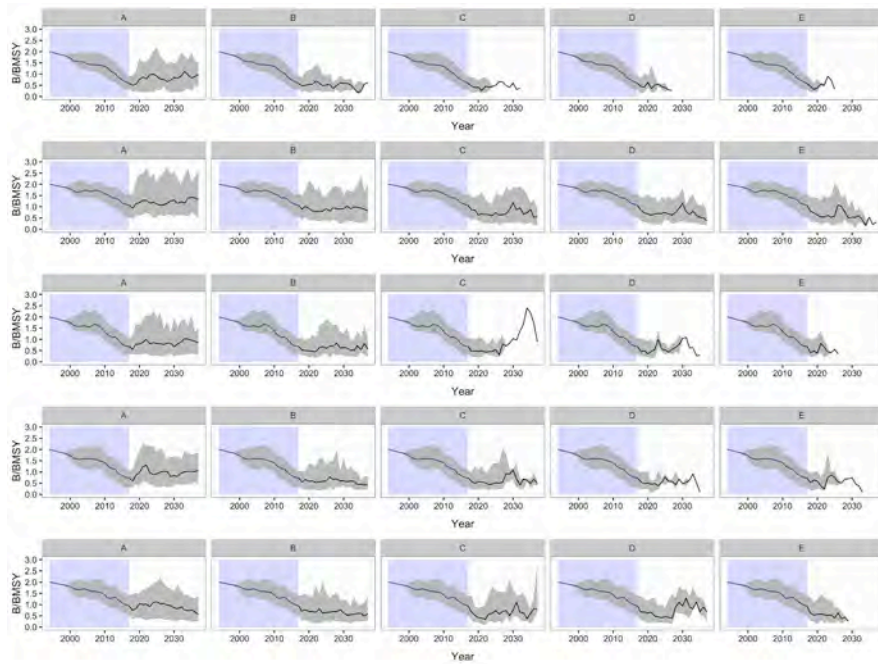


Figura 53. Escenario E1, objetivo de manejo (B/BMSY) en la fase histórica (rectángulo) y fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.

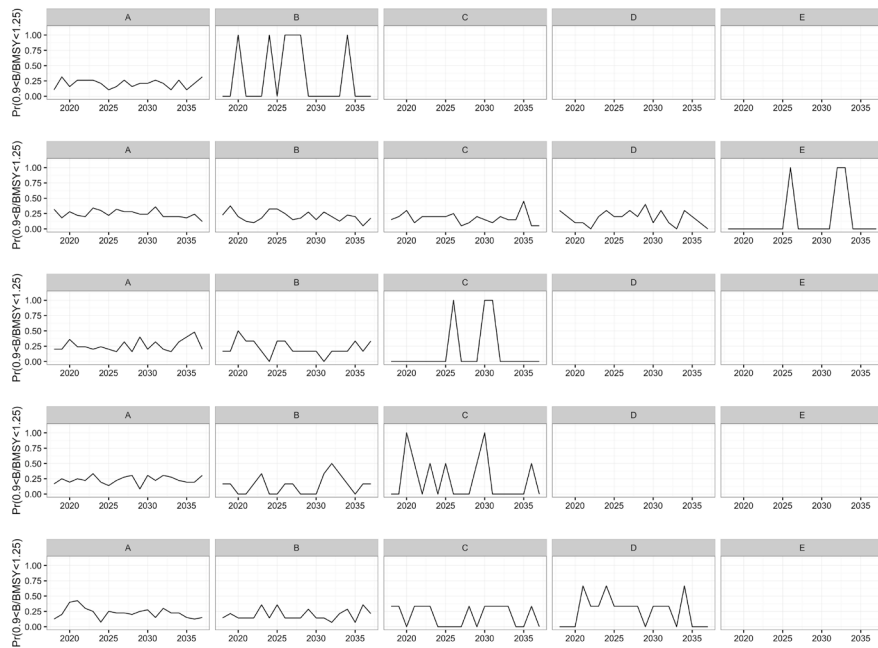


Figura 54. Escenario E1, probabilidad de explotación plena en la fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.

Por último, la probabilidad de colapso ($\Pr[B/BMSY < 0.5]$) fue menor a 25% en los escenarios de captura constante más bajos (A y B) (**Fig. 55**), y erráticos en los otros niveles en que la probabilidad de sobreexplotación fue mayor. Hubo casos en que no hubo viabilidad del stock (**Figs. 54 y 55**).

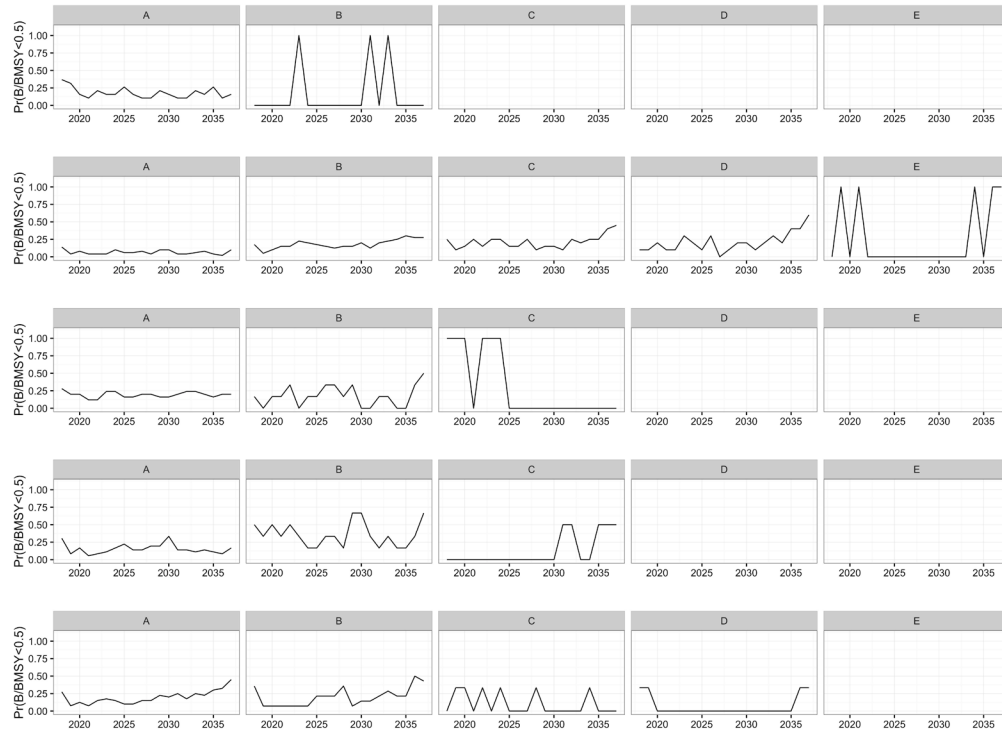


Figura 55. Escenario E1, probabilidad de colapso en la fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.

4.4.3 Escenario E1: Capturas variables

Al desprenderse del caso anterior que capturas constante mayores a 30 mil toneladas no logran un buen desempeño para la sustentabilidad de las poblaciones simuladas de reineta, es factible que una captura variable entre 15 mil y 25 mil toneladas permita un mejor desempeño. La dinámica de las poblaciones fueron las mismas que el caso anterior, determinando la misma condición al 2017. En este caso se observó un mejor desempeño en la sustentabilidad de la biomasa desovante (**Fig. 56**), pero como se observa en el indicador para el objetivo de manejo ($B/BMSY$) la variabilidad de la biomasa desovante producto del error de proceso puede generar una probabilidad importante en determinar sobreexplotación con capturas interanuales aleatorias acotadas (**Fig. 57**). En efecto, la probabilidad de estatus y de colapso son similares y fluctúan en torno de 25% (**Fig. 58 y 59**).

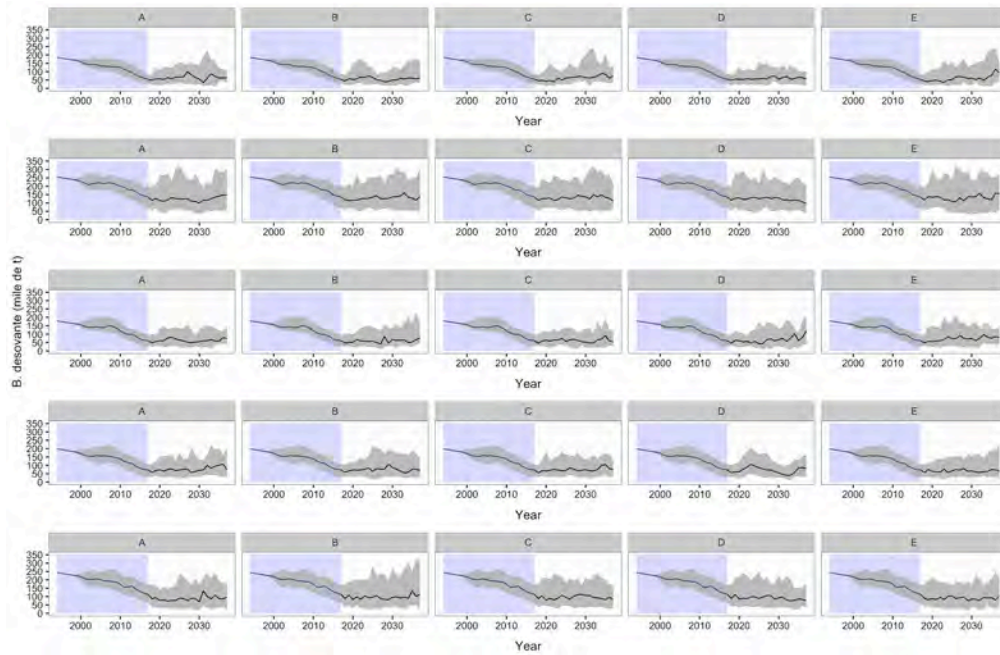


Figura 56. Escenario E2, biomasa desovante simulada en la fase histórica (rectángulo) y fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.

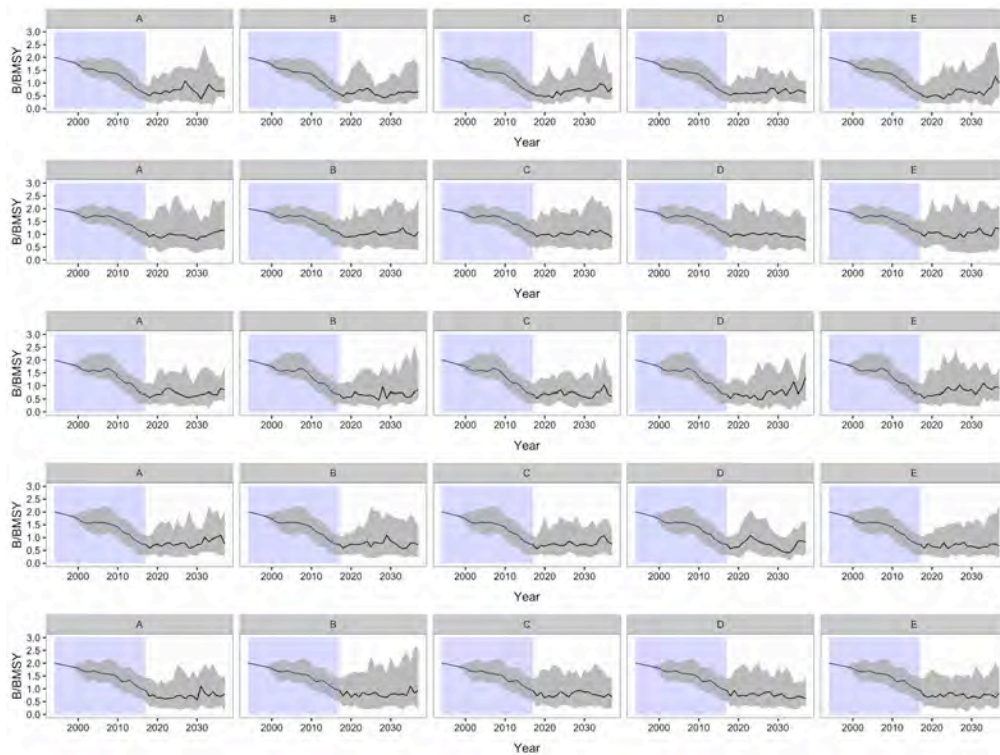


Figura 57. Escenario E2, objetivo de manejo (B/BMSY) en la fase histórica (rectángulo) y fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.

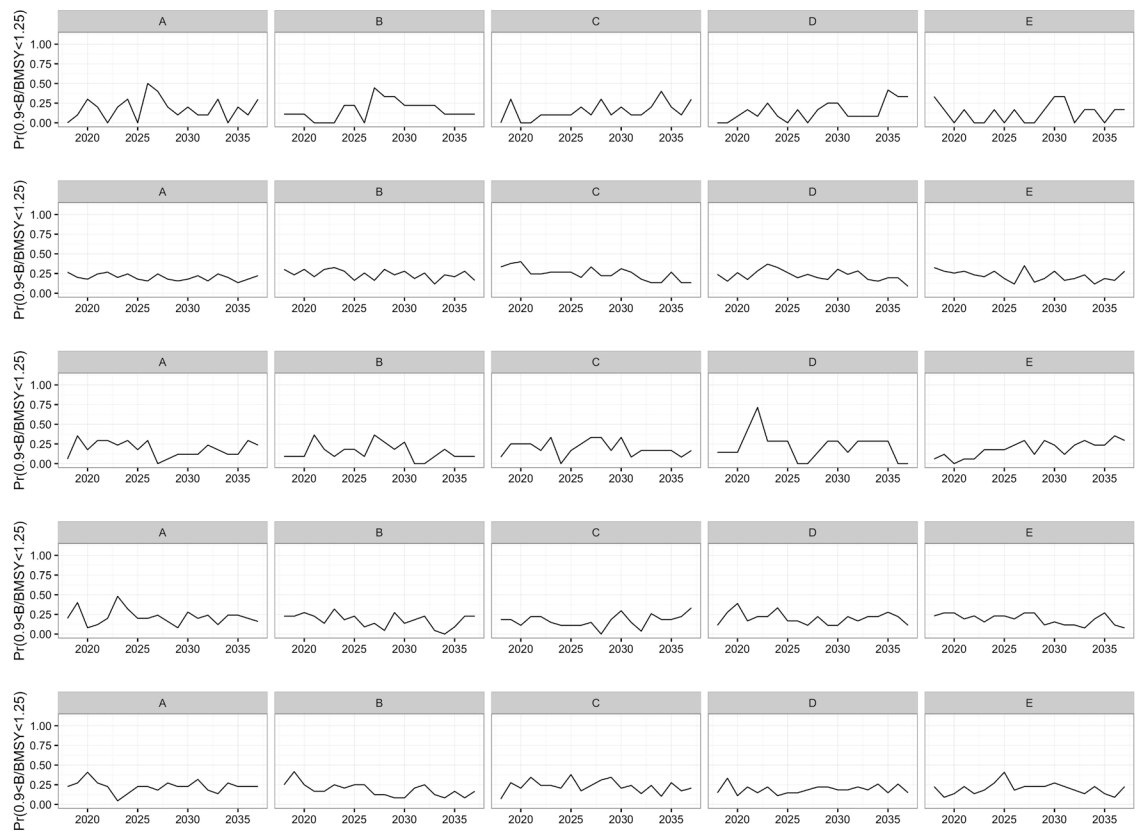


Figura 58. Escenario E2, probabilidad de explotación plena en la fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.

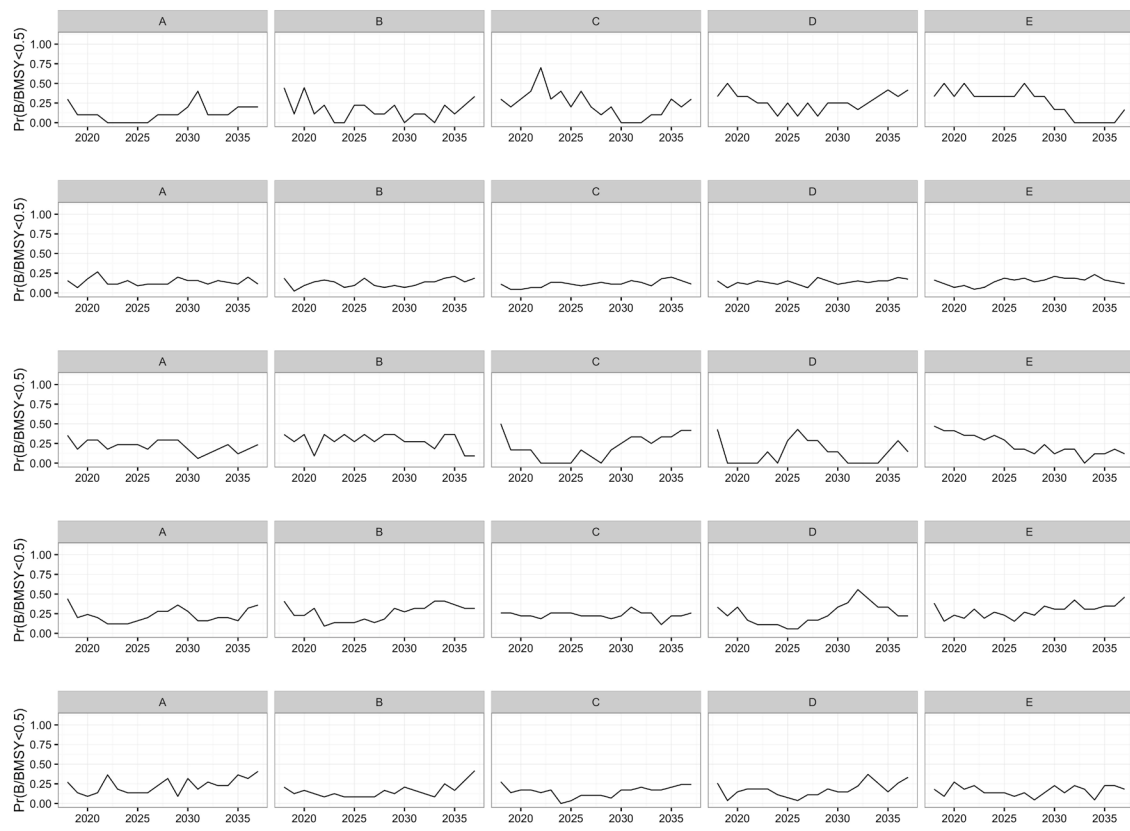


Figura 59. Escenario E2, probabilidad de colapso en la fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5

4.4.4 Escenario E3: Sin error de proceso

Este escenario consideró $n_{mod}=10$ simulaciones de dinámica poblacional de reineta con incertidumbre en la producción de juveniles, es decir en los parámetros h , R_0 de la relación stock-recluta. Además, se consideró $n_{sims}=30$ trayectorias alternativas en la variabilidad interanual del reclutamiento (anomalías anuales autocorrelacionadas) y diferente historia de explotación con mortalidad por pesca que en la fase histórica para generar agotamiento. Esto implica $10*30=300$ simulaciones en total para evaluar los cinco procedimientos de manejo en un horizonte de tiempo de 20 años.

La dinámica poblacional alternativa de la reineta se resume a través de la mediana y percentiles de 10 y 90% en las **Figuras 60, 61 y 62**. La biomasa total y biomasa desovante muestra que las poblaciones simuladas comienzan en diferentes niveles de biomasa desovante inexplorada a comienzos de 1994, y dependiendo de la historia de su explotación, llegan a fines de 2017 con diferente grado de agotamiento (**Fig. 60**).

Se destaca que aunque la magnitud de la biomasa total y desovante es similar, estas variables de estado se diferencian estructuralmente en los parámetros que definen la producción de juveniles y su variación interanual en la fase histórica (**Fig. 60**), así como en la historia de su explotación a través de las variaciones en la tasa de mortalidad por pesca anual (**Fig. 61**), la cual determina cierta consistencia con la historia de las capturas anuales históricas que han sido documentadas para la reineta (**Fig. 62**).

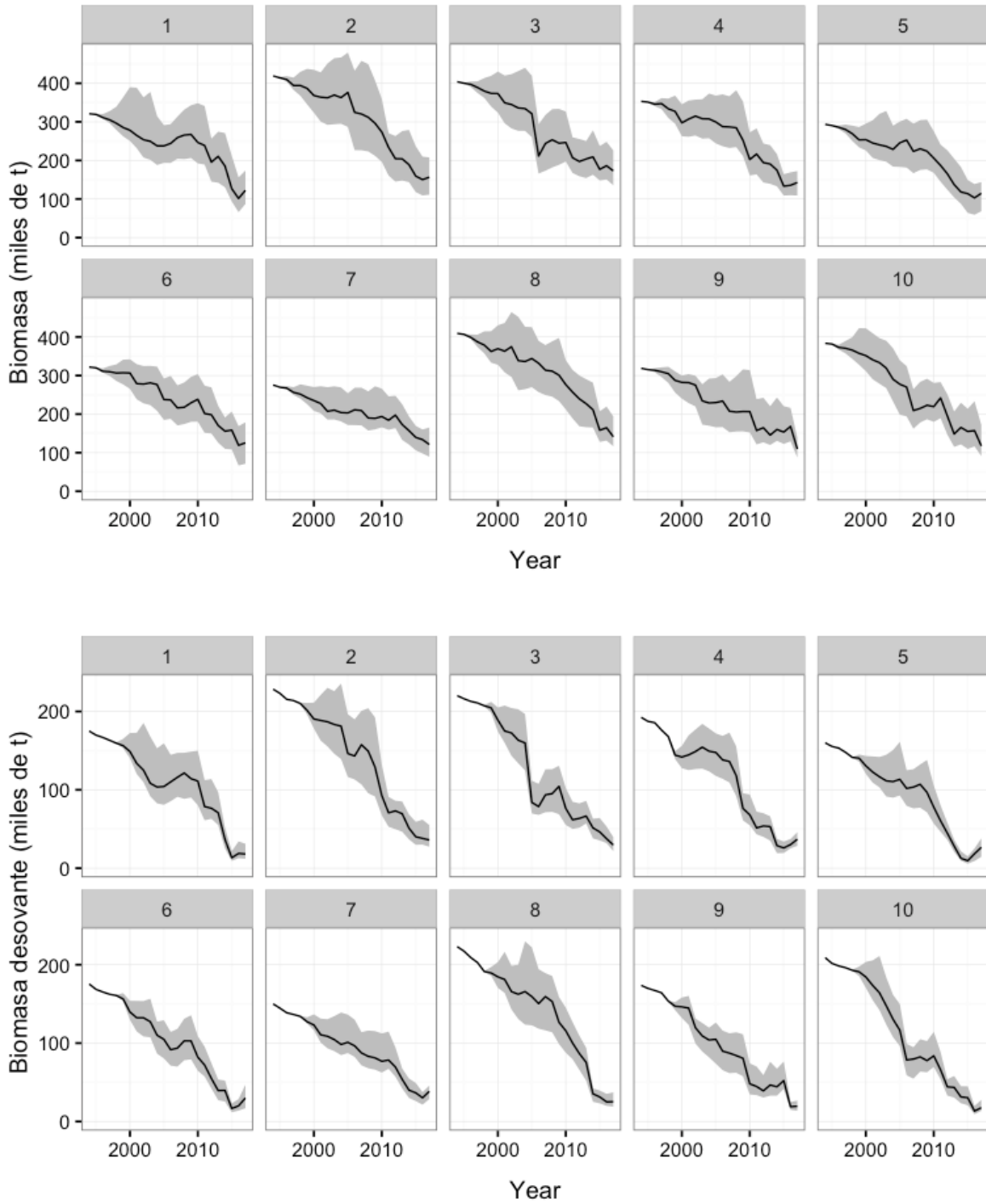


Figura 60. Resumen de los cambios en la biomasa total y desovante de reineta proveniente de la simulación alternativa para la dinámica poblacional explotada para la fase histórica del periodo 2004-2017. La línea representa la mediana de 30 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.

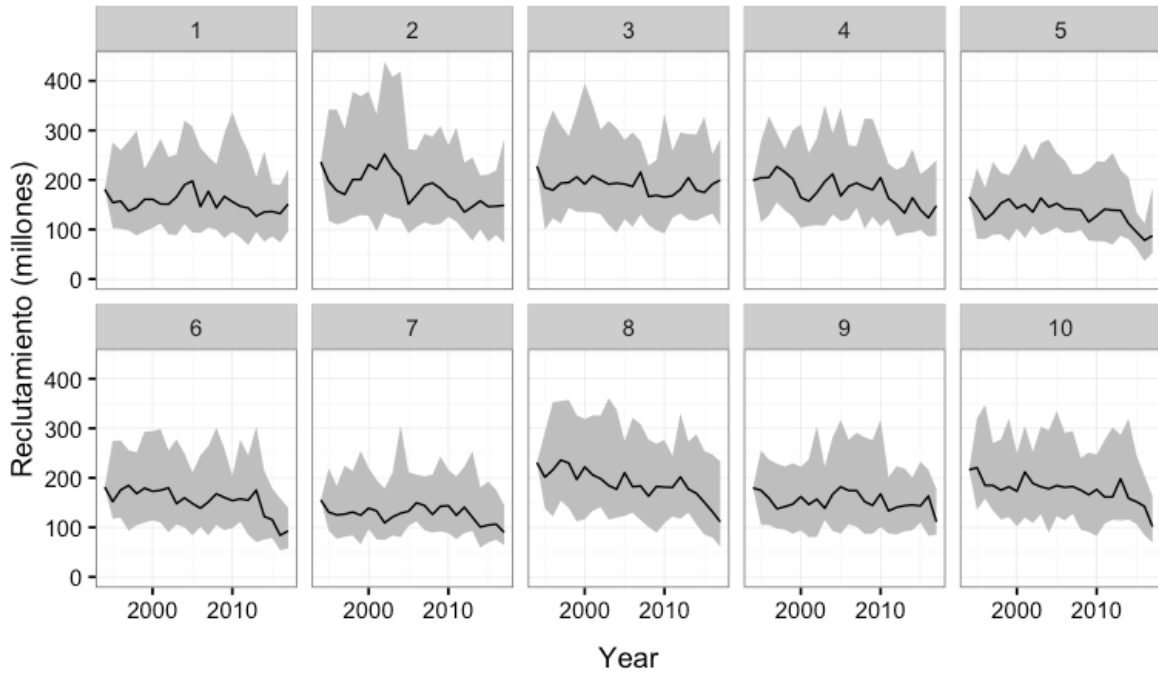


Figura 61. Resumen de los cambios interanuales alternativos en el reclutamiento de reineta proveniente de la simulación alternativa para la dinámica poblacional explotada para la fase histórica del periodo 2004-2017. La línea representa la mediana de 30 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.

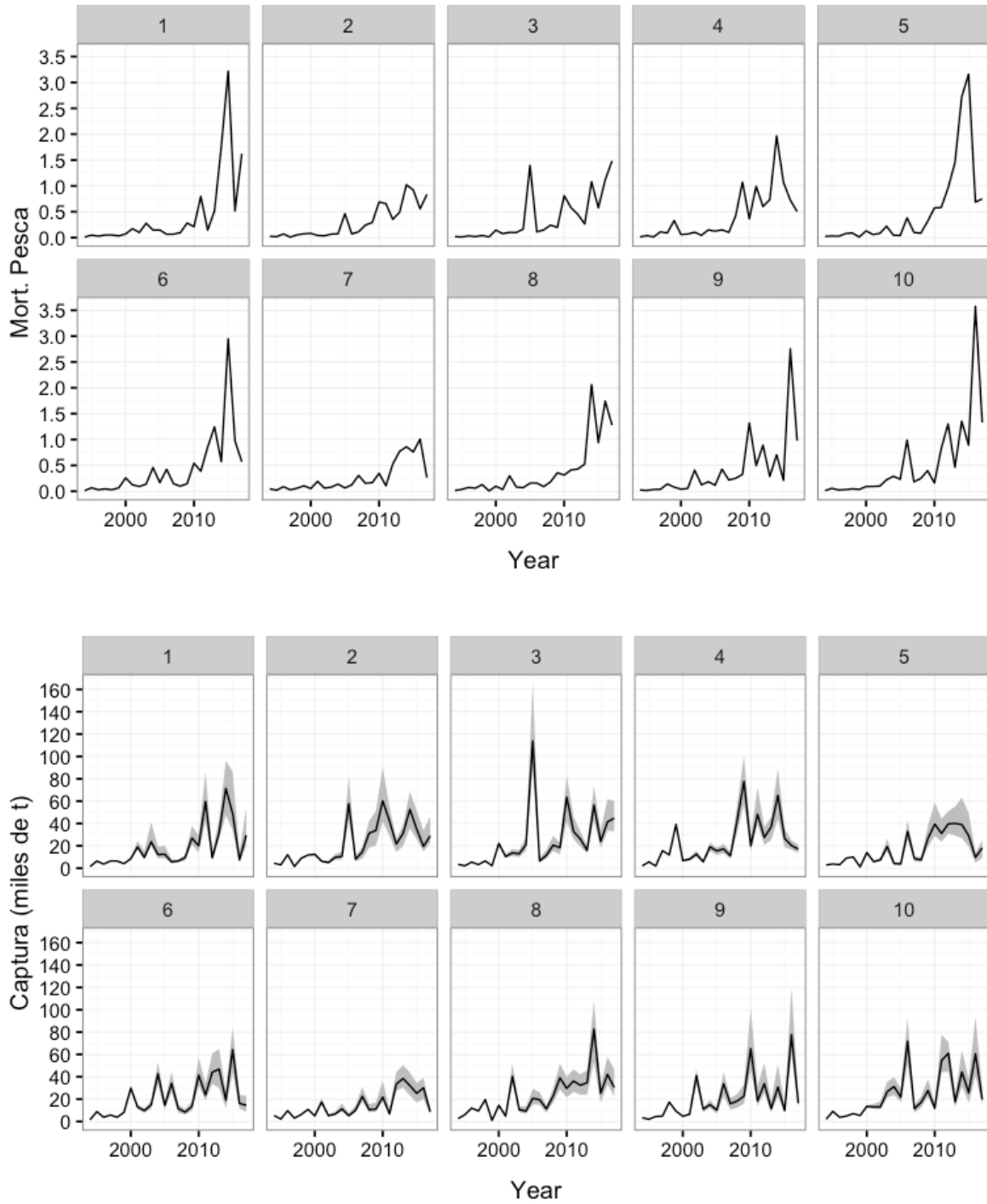


Figura 62. Resumen de los cambios interanuales en la mortalidad por pesca y capturas totales de reineta proveniente de la simulación alternativa para la dinámica poblacional explotada para la fase histórica del periodo 2004-2017. La línea representa la mediana de 30 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.

Los procedimientos de manejo se diferencian entre sí por la reglas de control de la mortalidad por pesca, etiquetados desde A a E. Se observó que las reglas de control son capaces de recuperar la biomasa desovante y conducirla a un nivel de estabilidad más alto en la biomasa desovante (**Figs. 63**).

Desde el punto de vista de la eficacia de los procedimientos de manejo (PM), y dependiendo de la incertidumbre asociada con la relación stock-recluta, la razón entre la biomasa desovante y el objetivo de manejo ($B/BMSY$) muestra que dicha estabilidad es mayor a 1 en la mayoría de los casos. En efecto, si bien los PM permiten una recuperación después de 2017, hay casos en que la biomasa no logra el objetivo de manejo; situación que llega a ser evidente en los casos 5 y 7 (**Fig. 64**).

La probabilidad de lograr el objetivo de manejo, manteniendo a la población en torno del máximo rendimiento sostenido ($\Pr[0.9 \leq B/BMSY < 1.25]$), fue mayor a 50% en la mayoría de los casos; por ejemplo 1, 2, 4, 9 fue evidente un buen desempeño. En cambio los caso 3 mostró fluctuaciones en su desempeño, con una recuperación inicial efectiva para posteriormente volver a disminuir. El caso 6 también mostró una alta probabilidad, y tendió a disminuir al final de los 20 años. Por último, los casos 3, 5 y 7 los PM no pudieron conducir al stock al máximo rendimiento sostenido (**Fig. 65**). Esta probabilidad sólo da cuenta del estatus en torno de la explotación plena, ya que la probabilidad de mantener al stock en biomasa alta y saludable fue mayor a 50% en 7 de 10 casos.

Aunque en algunos casos no se logró mantener al stock en el objetivo de manejo, la probabilidad de agotamiento o colapso ($\Pr[B/BMSY < 0.5]$) fue baja en todos los casos (**Fig. 66**). La probabilidad de colapso mide la frecuencia de ocurrencia en que el stock disminuye por debajo del 25% de S_0 , y por lo tanto menor al 50% del objetivo. Los PM, por lo tanto fueron eficaces en lograr evitar el colapso después del 2020 a 2025, tres a ocho años después del nivel de agotamiento más bajo simulado (**Fig. 66**). Al final de los 20 años, los PM logran probabilidades de colapso muy bajas, menor al 10%

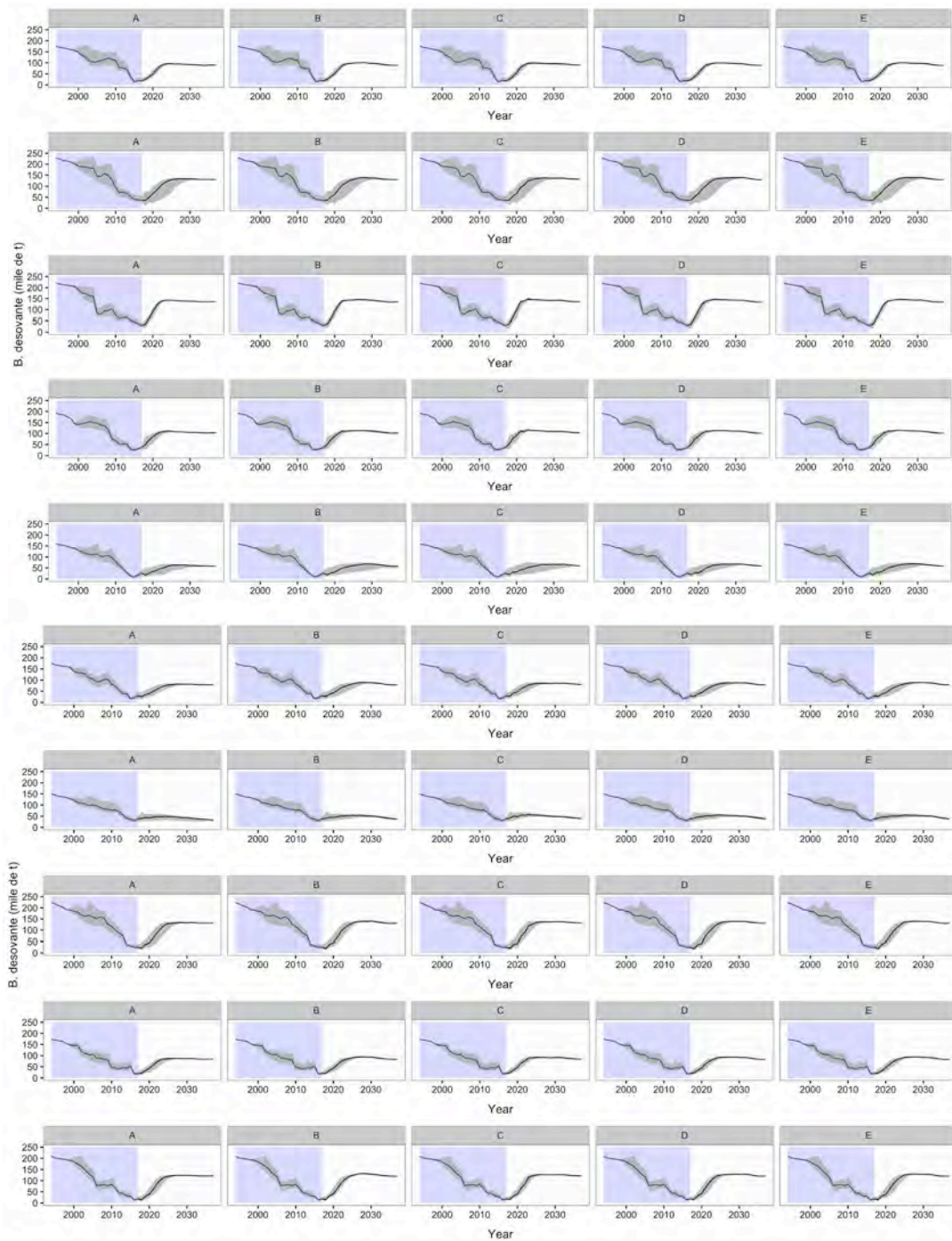


Figura 63. Escenario E3: biomasa desovante simulada en la fase histórica (rectángulo) y fase de proyección a 20 años, con la filas representando modelos alternativos de dinámica poblacional de reineta 01 a 10.

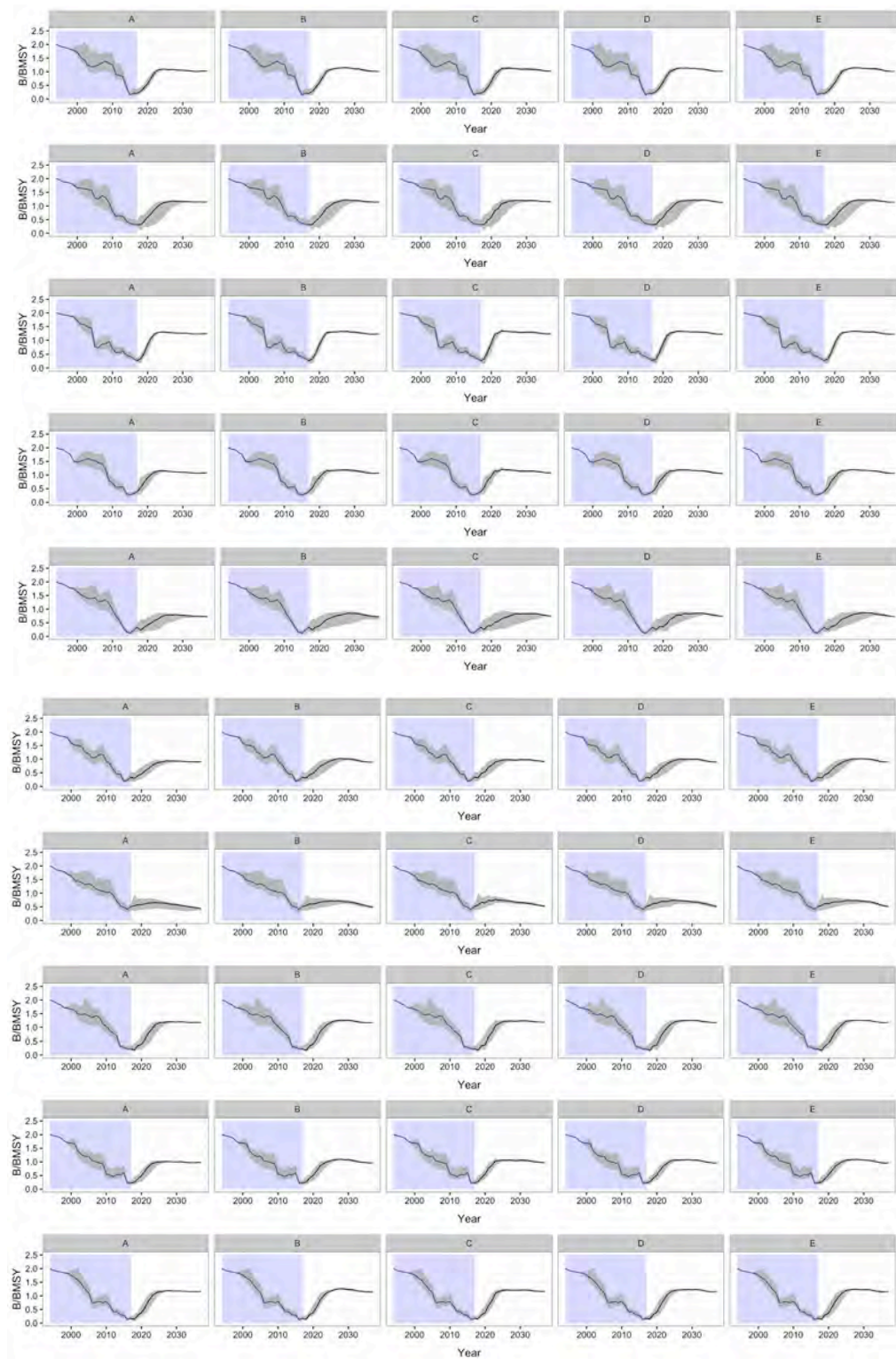


Figura 64. Escenario E3: objetivo de manejo (B/BMSY) en la fase histórica (rectángulo) y fase de proyección a 20 años, con filas modelos alternativos de dinámica poblacional de reineta 01 a 10.

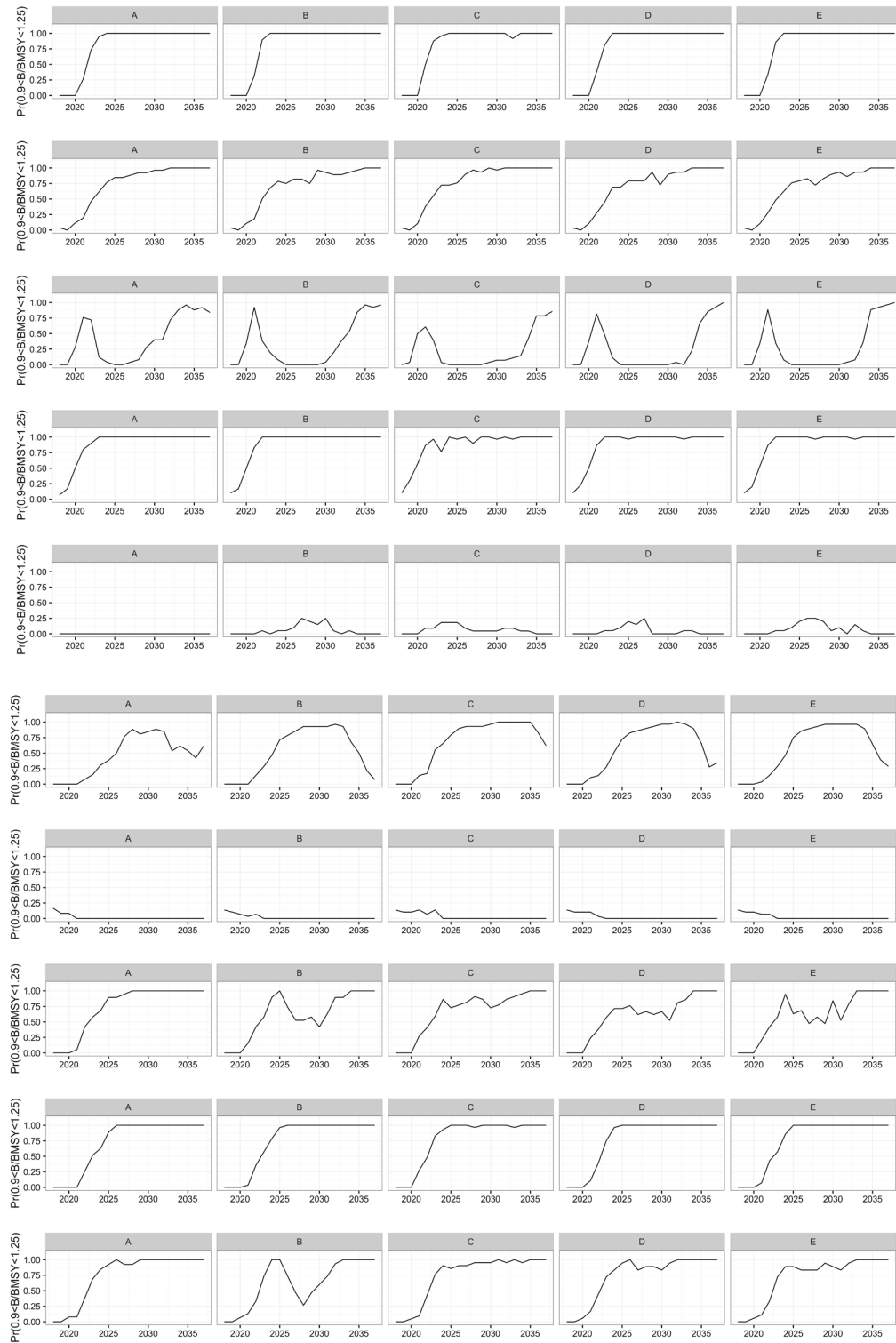


Figura 65. Escenario E3: probabilidad de explotación plena de cada procedimiento de manejo en la fase de proyección a 20 años, con filas representando modelos alternativos de dinámica poblacional de reineta 01 a 10.

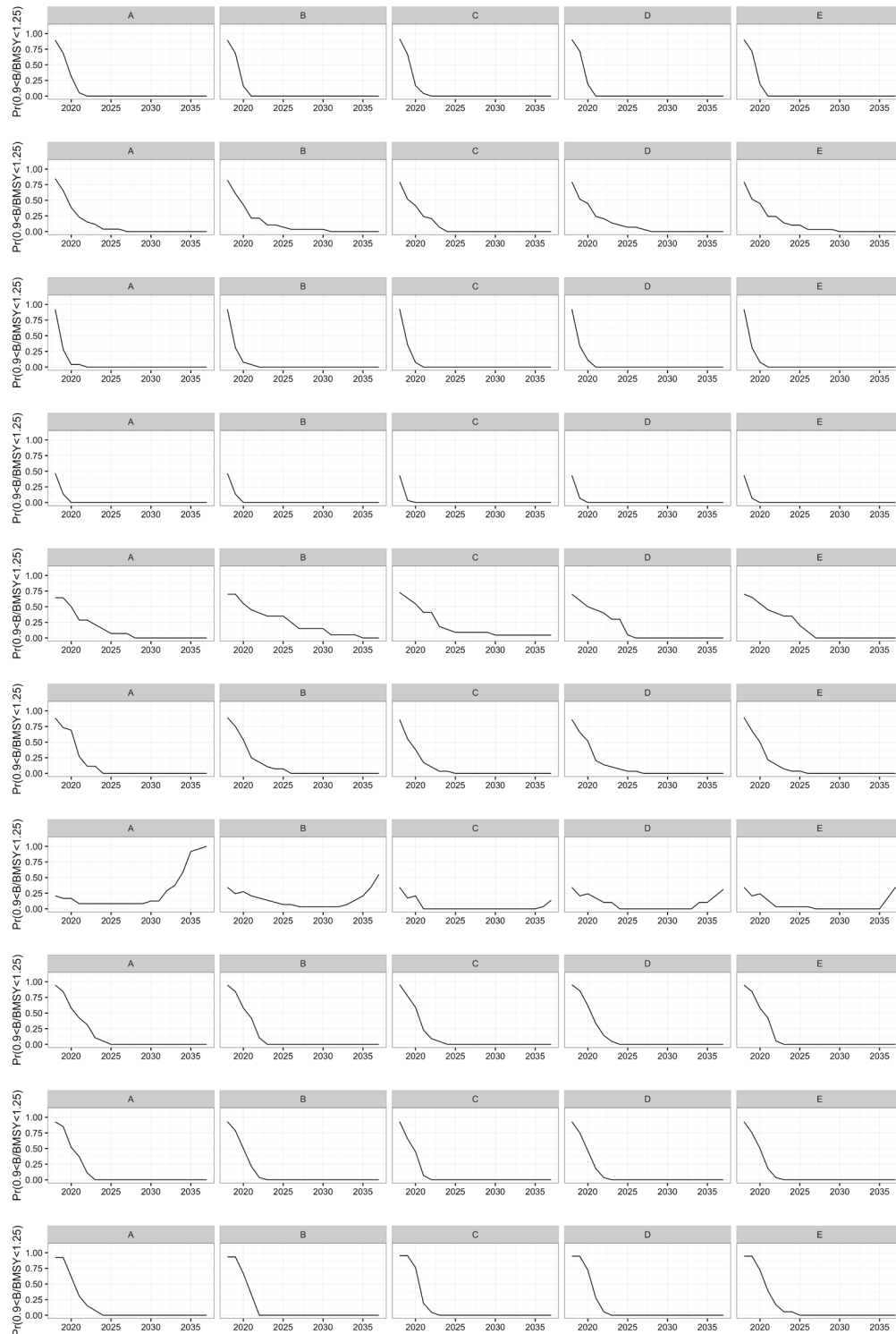


Figura 66. Escenario E3: probabilidad de colapso de cada procedimiento de manejo en la fase de proyección a 20 años, con la filas representando modelos alternativos de la dinámica poblacional de reineta 01 a 10.

Respecto de las capturas, éstas provienen del procedimiento de manejo que consiste en la evaluación con OCOM en cada año, lo que determina una captura biológicamente aceptable. Por lo tanto son similares para todos los casos, observándose que aumentan por sobre las 20 mil toneladas hacia el final de los años de la fase de proyección del procedimiento de manejo (**Fig. 67**). De esta manera, la volatilidad de las capturas también fue similar, manteniendo un patrón característico consistente en una volatilidad mayor para el PM C y la más baja para el PM A (**Fig. 68**).

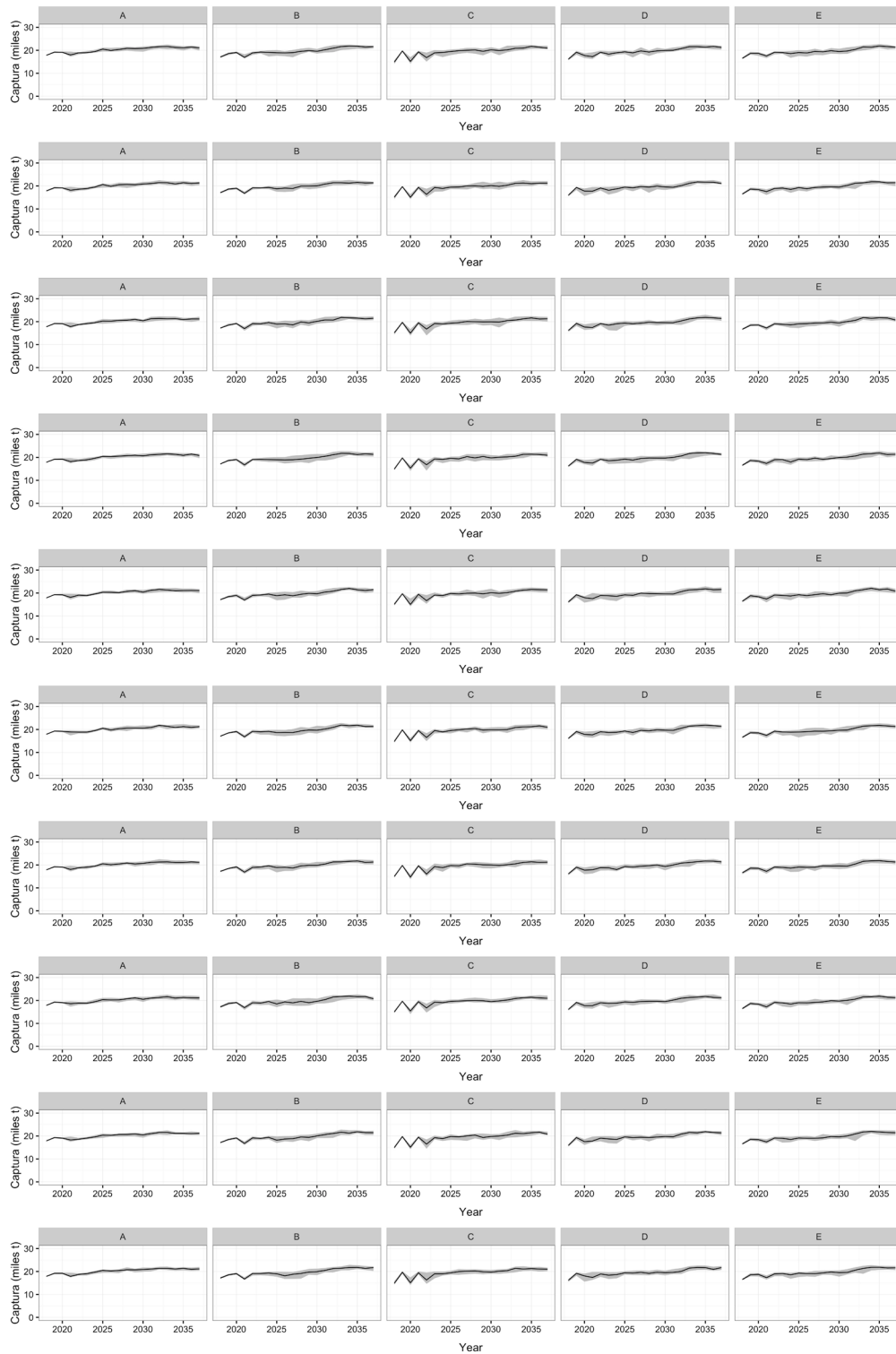


Figura 67. Escenario E3: capturas totales calculadas con los procedimientos de manejo.

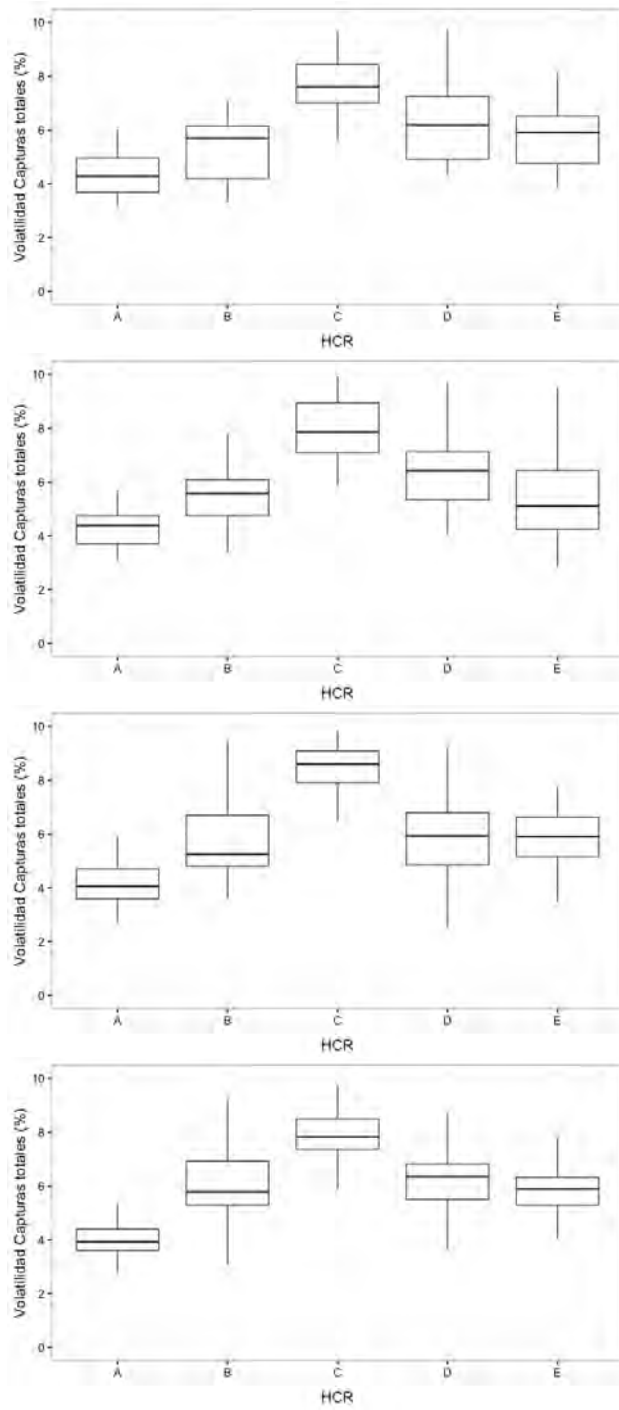


Figura 68. Escenario E3: volatilidad de las capturas totales en función de las reglas de decisión para las simulaciones poblacionales 01, 02, 07 y 09.

4.4.5 Escenario E4: Error de proceso

Este escenario consideró $n_{mod}=5$ simulaciones alternativas de dinámica poblacional de reineta con incertidumbre en la producción de juveniles, es decir en los parámetros h , R_0 de la relación stock-recluta. Además, se consideró $n_{sims}=30$ trayectorias alternativas en la variabilidad interanual del reclutamiento (anomalías anuales autocorrelacionadas) y diferente historia de explotación con mortalidad por pesca que en la fase histórica para generar agotamiento.

La dinámica poblacional alternativa de la reineta se resume a través de la mediana y percentiles de 10 y 90% en las **Figuras 69**. La biomasa total y biomasa desovante muestra que las poblaciones simuladas fueron similares, con leves diferencias en diferentes niveles de biomasa desovante inexplorada a comienzos de 1994, y dependiendo de la historia de su explotación, llegan a fines de 2017 con diferente grado de agotamiento (**Fig. 70**).

Se destaca que aunque la magnitud de la biomasa total y desovante fue similar, estas variables de estado se diferencian estructuralmente en los parámetros que definen la producción de juveniles y su variación interanual en la fase histórica y tendrán efectos en la proyección con error de proceso. La diferencias en historia de su explotación a través de las variaciones en la tasa de mortalidad por pesca anual también determina cierta consistencia con la historia de las capturas anuales históricas que han sido documentadas para la reineta (**Fig. 69**).

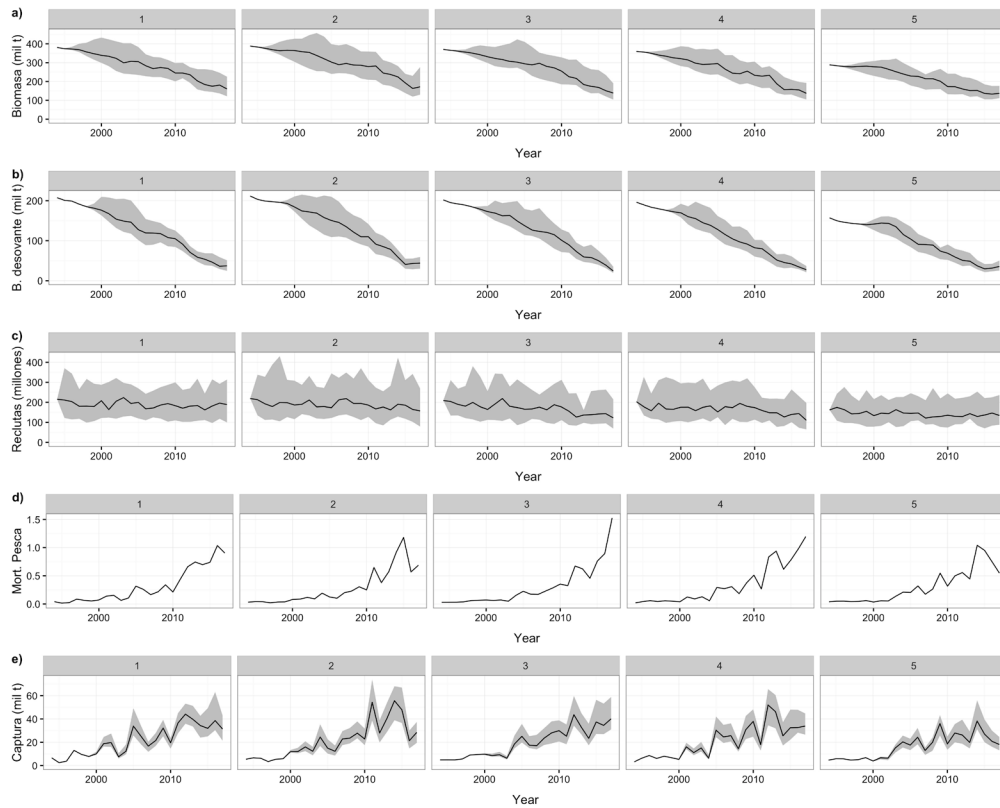


Figura 69. Escenario E4: biomasa total, desovante, reclutamiento, mortalidad por pesca y capturas de reineta para cinco alternativas de dinámica poblacional en la fase histórica (1994-2017). La línea representa la mediana de 50 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.

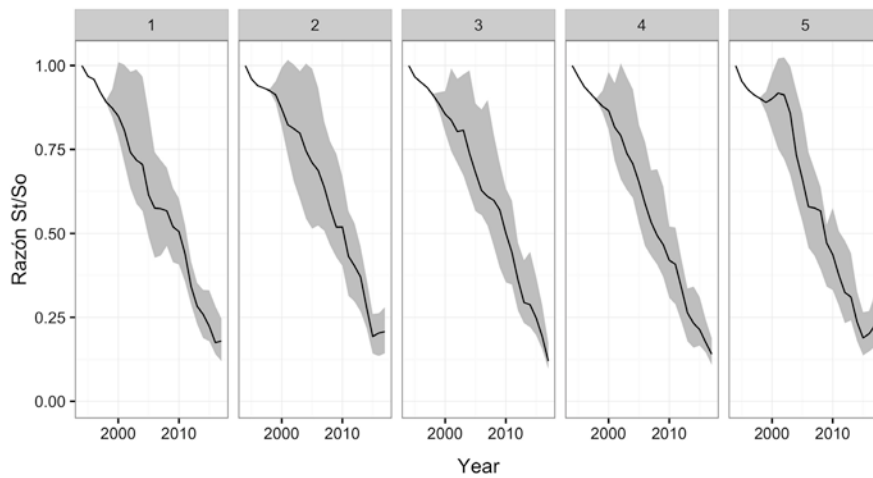


Figura 70. Escenario E4: agotamiento para cinco alternativas de dinámica poblacional en la fase histórica (1994-2017). La línea representa la mediana de 50 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.

Al realizar proyecciones con error de proceso, que se caracteriza por reclutamientos autocorrelacionados, los cinco procedimientos de manejo sacan a las poblaciones de reineta del nivel de agotamiento que se simuló al 2017 (**Fig. 70 y 71**). Desde el punto de vista del objetivo de manejo, la razón entre la biomasa desovante y BMSY, mostró que en promedio fluctúan en torno del objetivo de manejo (**Fig. 72**).

No obstante, la probabilidad de explotación plena $\Pr[0.9 \leq B/BMSY < 1.25]$ fue cercana al 25% en todos los casos (**Fig. 73**), principalmente debido a que la gran incertidumbre en la biomasa desovante y que está asociada al error de proceso en el reclutamiento. La probabilidad de colapso $\Pr[0.5 \leq B/BMSY]$ fue también del orden de 25%, y compite con la probabilidad de mantener al stock en explotación plena producto de la variabilidad impuesta por el reclutamiento anual (**Fig. 74**).

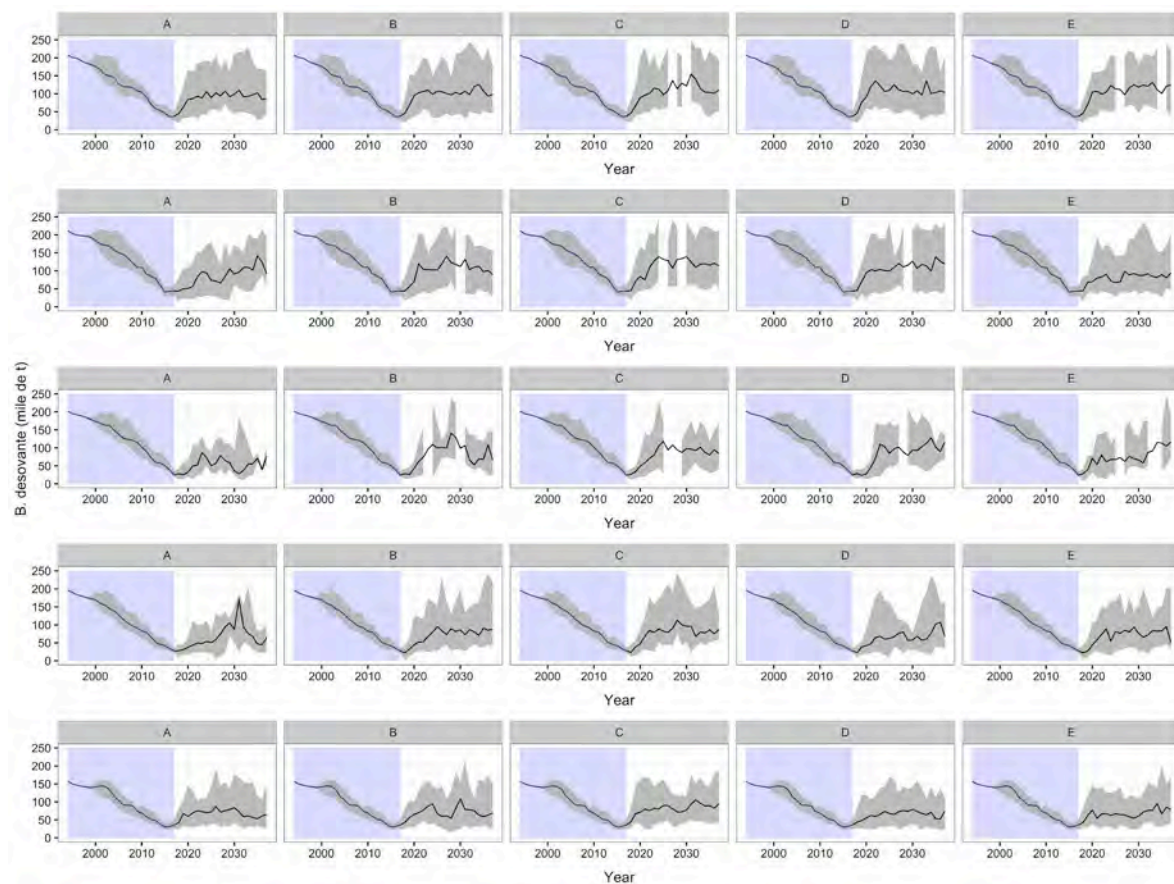


Figura 71. Escenario E4, biomasa desovante simulada en la fase histórica (rectángulo) y fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.

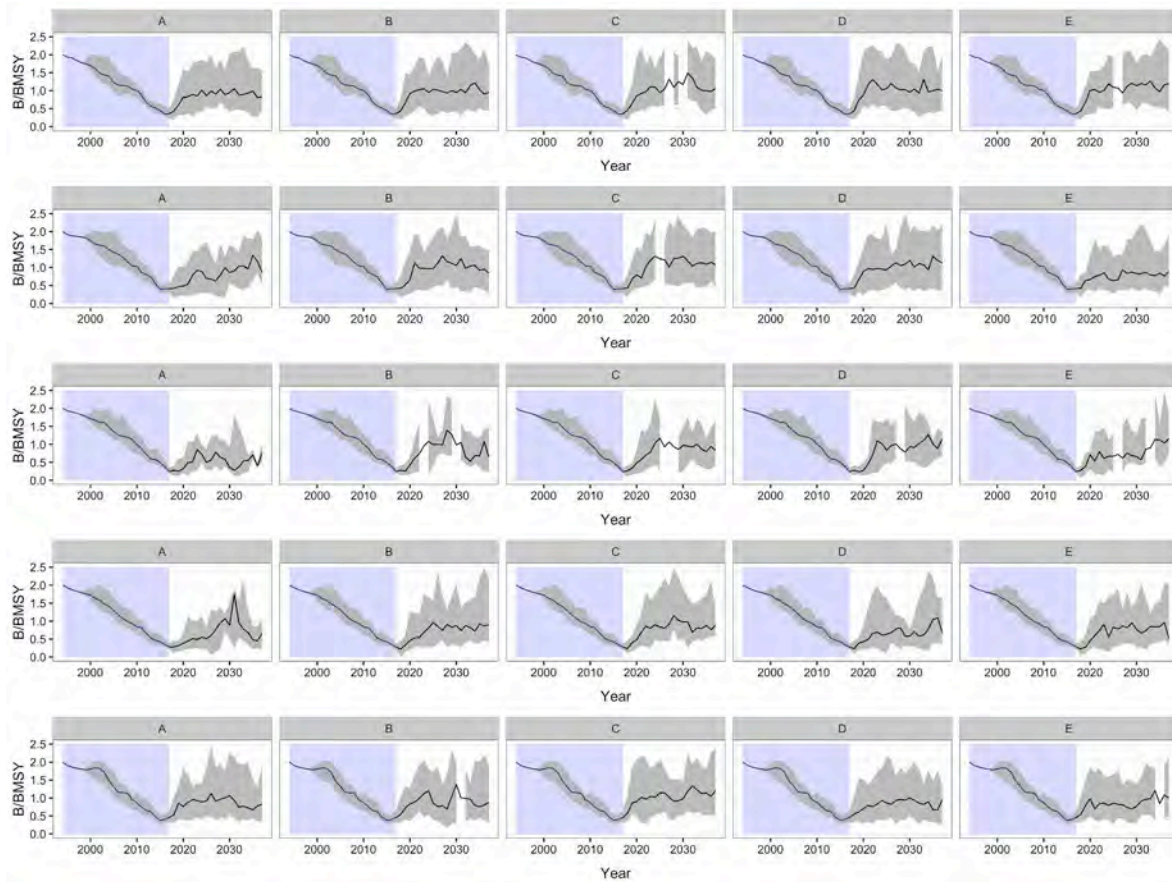


Figura 72. Escenario E4, objetivo de manejo (B/BMSY) en la fase histórica (rectángulo) y fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.

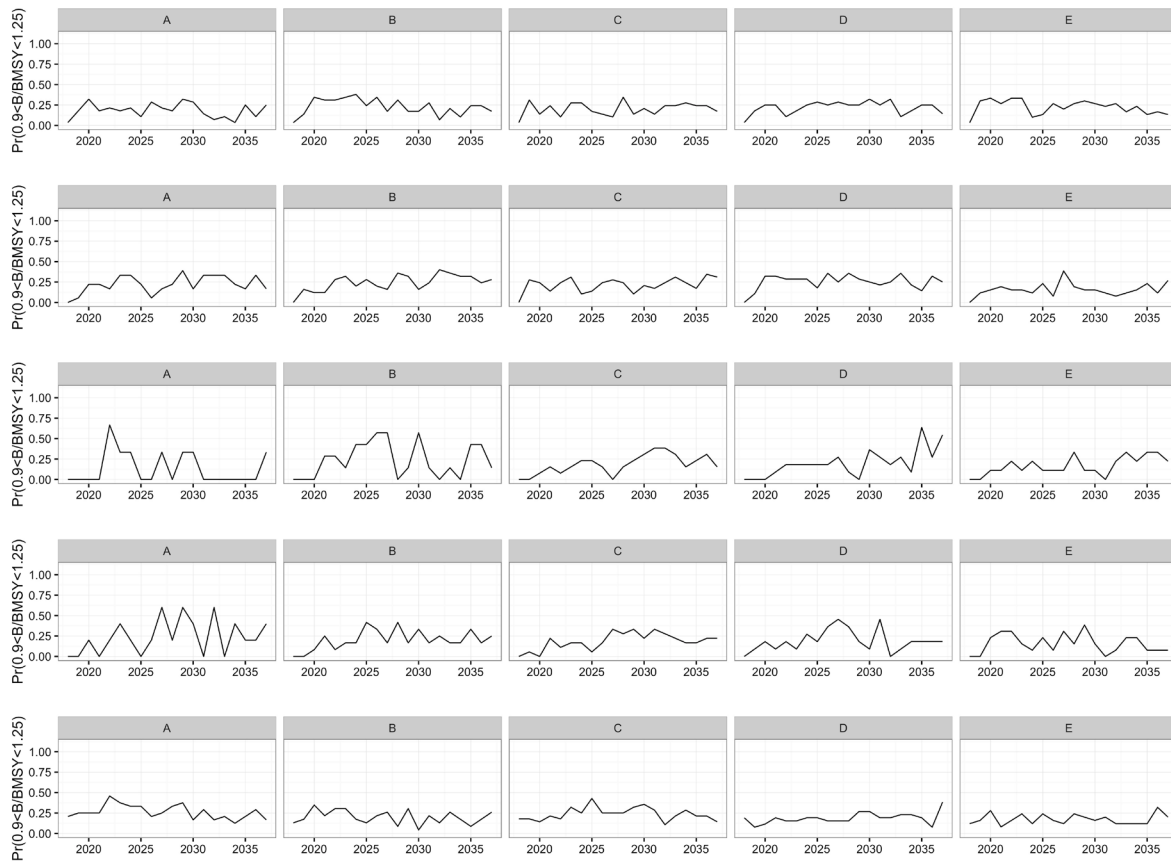


Figura 73. Escenario E4, probabilidad de explotación plena en la fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.

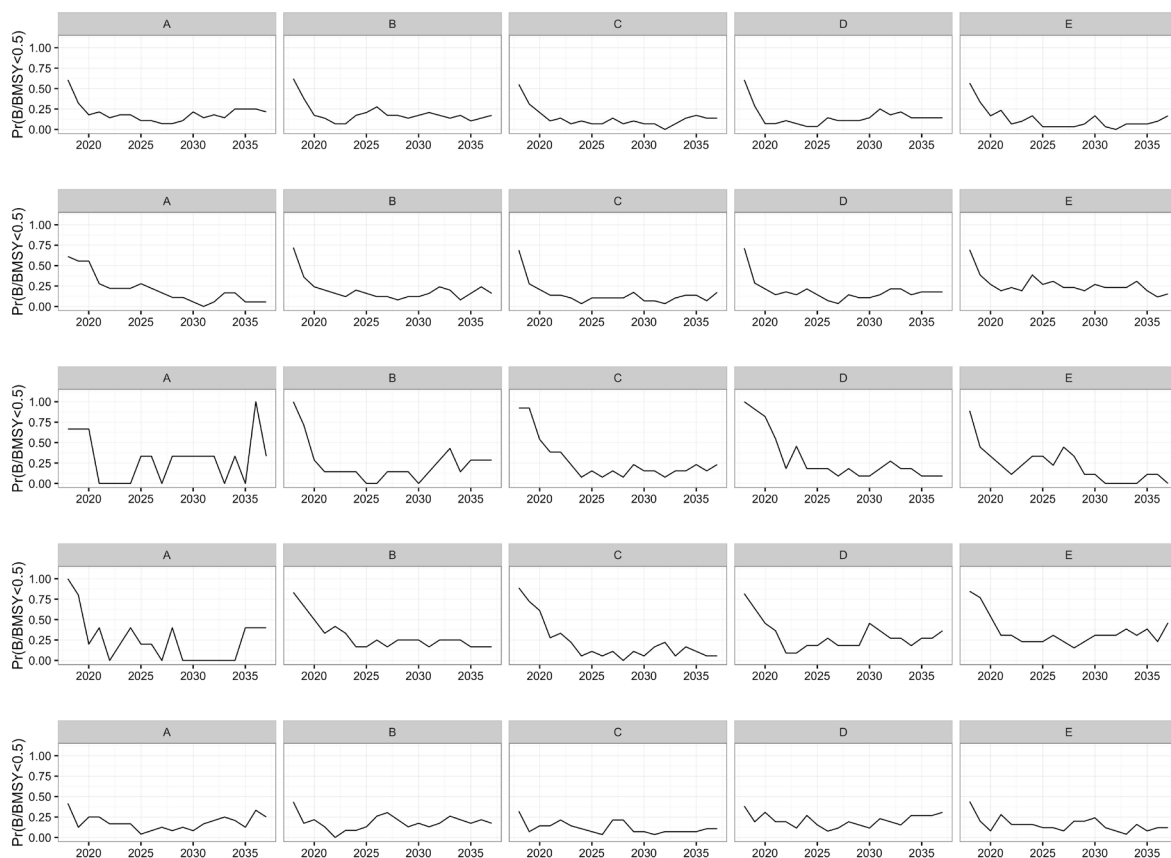


Figura 74. Escenario E4, probabilidad de colapso en la fase de proyección a 20 años. Las filas representan alternativas para la dinámica poblacional de reineta 01 a 5.

Las capturas basadas en las capturas biológicamente aceptables determinadas por cada procedimiento de manejo fueron estables en el tiempo (**Fig. 75**), lo que posiblemente se deba a un efecto circular del modelo de evaluación OCOM cuya actualización en cada año depende de la historia de las capturas. Asimismo, la volatilidad de las capturas totales muestra idéntico patrón al observado en el Escenario previo, con la mayor volatilidad asociada al procedimiento C (**Fig. 76**).

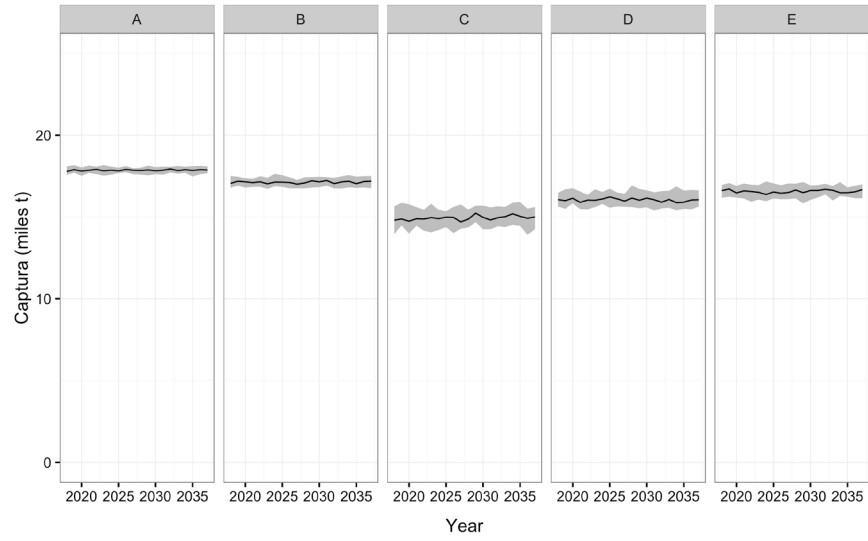


Figura 75. Capturas totales calculadas con los procedimientos de manejo.

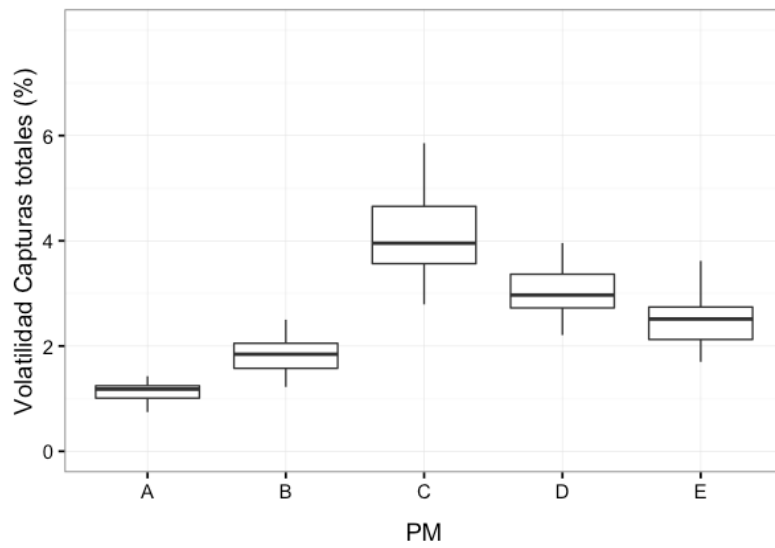


Figura 76. Escenario E4: volatilidad de las capturas totales en función de las reglas de decisión para las simulaciones poblacionales 01.

4.5 Evaluación de la eficacia del estimador

4.5.1 Evaluación proyectada

La evaluación de la eficacia de estimador OCOM se realizó comparando la biomasa y mortalidad por pesca, la primera con la biomasa vulnerable del simulador (Escenario 3). En esta comparación, se utilizó el error relativo para cuantificar el sesgo y el MARE como estimador de la precisión. Debido al patrón similar se seleccionó los casos más disimiles para reportar la eficacia del estimador. En general, las estimaciones de biomasa del método OCOM presentan oscilaciones importantes en el tiempo, desde sobreestimaciones importantes (>50%) durante los tres primeros años del periodo de proyección y una estabilidad relativa subsecuentemente con ya sea sobrestimaciones y subestimaciones alrededor de $\pm 25\%$, a excepción nuevamente del caso de la simulación 7 (**Fig. 77**). Al considerar el año 2032, por lo general se registraron sobreestimaciones que fluctuaron en promedio entre 3 y 11,8%, con mínimos promedio entre -13,4 y 7,5% y máximos en promedio entre 2,5 y 76,6% (**Tabla 23**). La precisión promedio, en el año 2032, fluctuó entre 14,1 y 101,9%, con un promedio entre 27,4 y 36,1% (**Tabla 24**), pero presentó oscilaciones temporales (**Fig. 78**), siendo la excepción nuevamente la simulación 7.

Tabla 23. Error relativo promedio de las estimaciones de biomasa del modelo OCOM en función de las reglas de control.

Escenario	HCR	Min	1stQ	Mediana	Media	3rdQ	Max
E1	A	7.5	3.5	3.0	3.0	2.7	2.5
	B	-2.6	6.6	10.1	11.8	15.2	41.9
	C	-13.4	2.3	6.4	8.9	10.2	76.6
	D	-9.1	3.1	7.3	6.7	10.3	18.8
	E	-7.6	4.6	8.0	7.3	11.3	20.5

Tabla 24. Error relativo absoluto promedio de las estimaciones de biomasa del modelo OCOM en función de las reglas de control.

Escenario	HCR	Min	1stQ	Mediana	Media	3rdQ	Max
E1	A	23.4	30.3	33.7	36.1	37.6	69.0
	B	19.0	25.1	28.4	30.5	33.6	57.8
	C	14.3	24.2	27.8	31.1	32.1	101.9
	D	15.5	24.0	27.6	27.9	31.1	41.6
	E	14.1	24.1	27.3	27.4	30.7	40.1

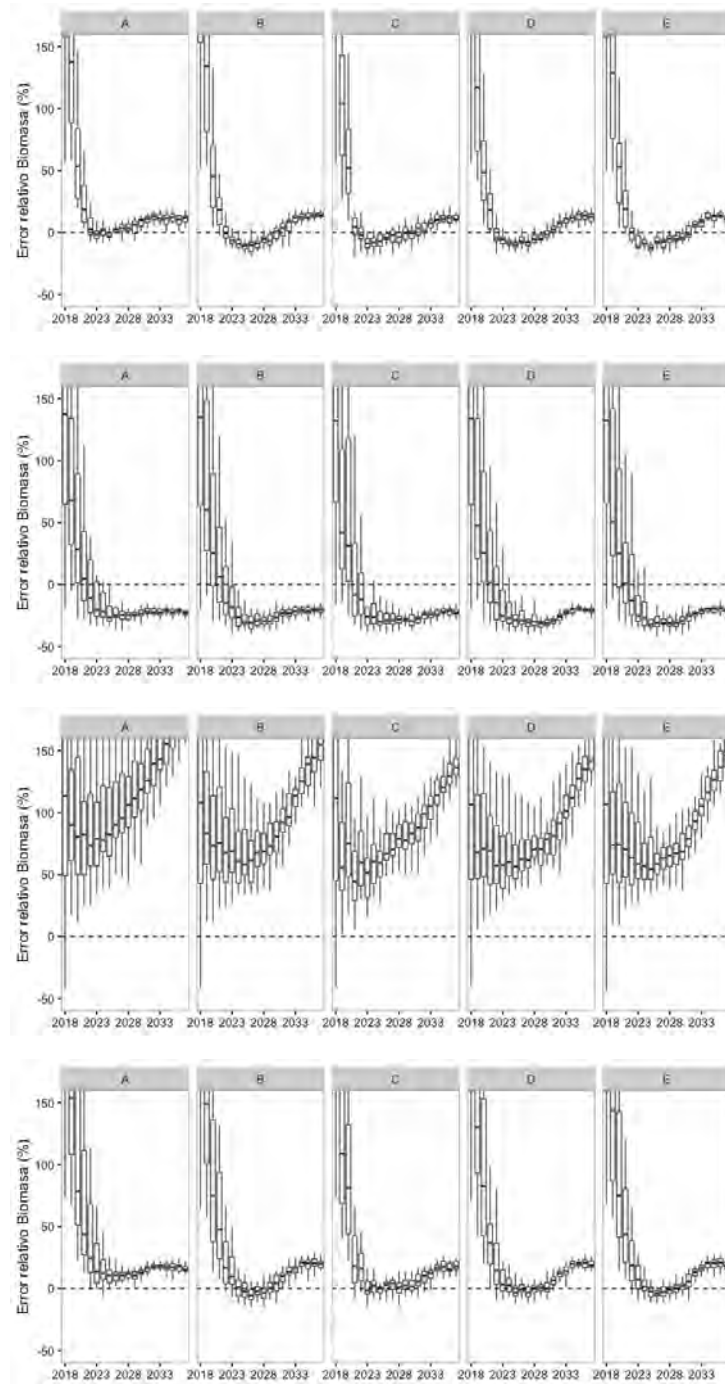


Figura 77. Error relativo entre la biomasa del estimador y del simulador, fase de proyección para las simulaciones poblacionales 01, 02, 07 y 09.

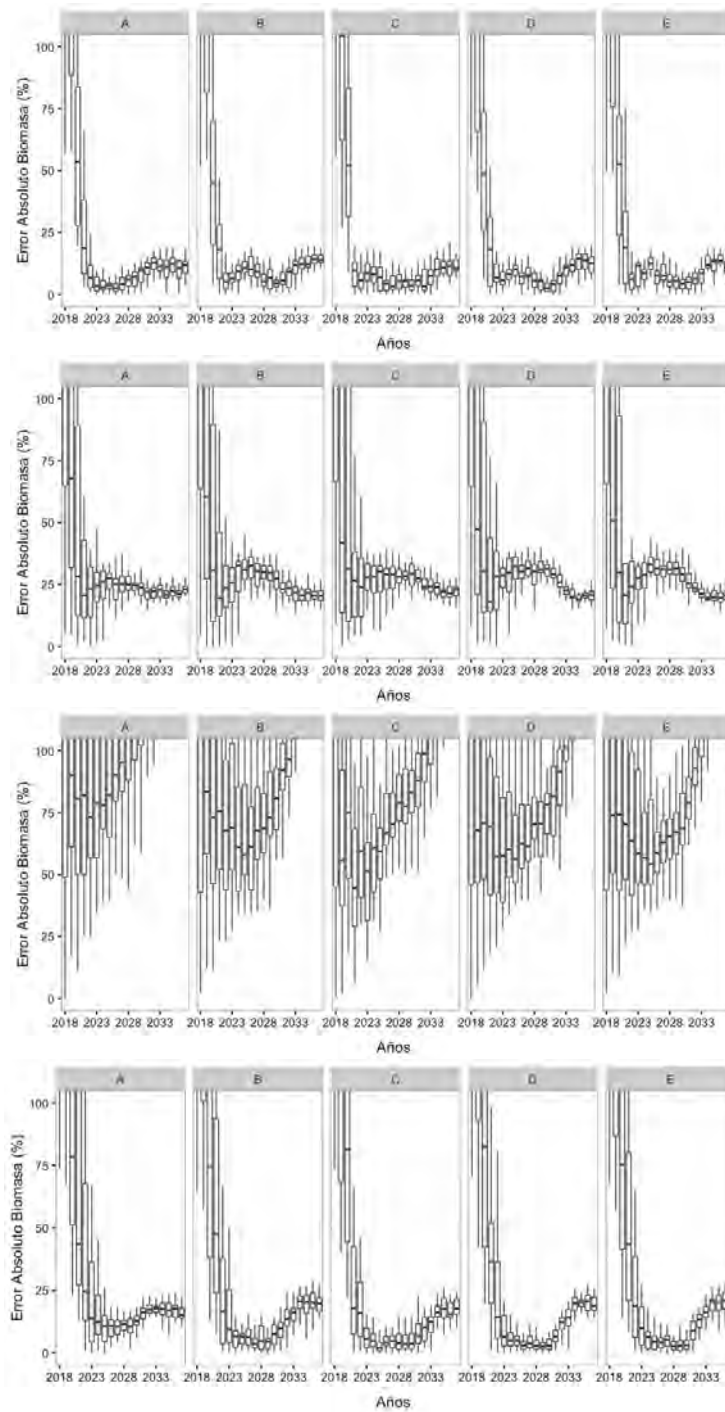


Figura 78. Error relativo absoluto (MARE) entre la biomasa del estimador y del simulador, fase de proyección para las simulaciones poblacionales 01, 02, 07 y 09.

Las estimaciones de mortalidad por pesca realizadas por el estimador muestran un comportamiento inverso al caso de la biomasa, con una severa subestimación los primeros tres años en la serie de tiempo proyectada para posteriormente sobreestimar la mortalidad por pesca en magnitudes variables que dependen de cada simulación (**Fig. 79**). El error relativo promedio en el año 2032, fluctuó entre 11,9 y 76,8% con una media que varió entre 26,5 y 41,1% (**Tabla 25**). En términos de la precisión, el error relativo absoluto MARE fue alto en los primeros años de la serie proyectada, y posteriormente fluctúa en valores cercanos al 25-75% (**Fig. 80**).

Tabla 25. Error relativo promedio de la estimación de mortalidad por pesca por el modelo OCOM en función de las reglas de control.

Escenario	HCR	Min	1stQ	Mediana	Media	3rdQ	Max
E1	A	15.8	23.5	26.8	26.5	30.1	38.1
	B	11.9	26.6	32.3	34.0	39.4	64.4
	C	15.3	35.1	40.9	40.8	45.9	76.8
	D	23.2	34.7	39.8	41.1	45.7	75.7
	E	19.8	32.0	38.5	39.5	44.5	70.4

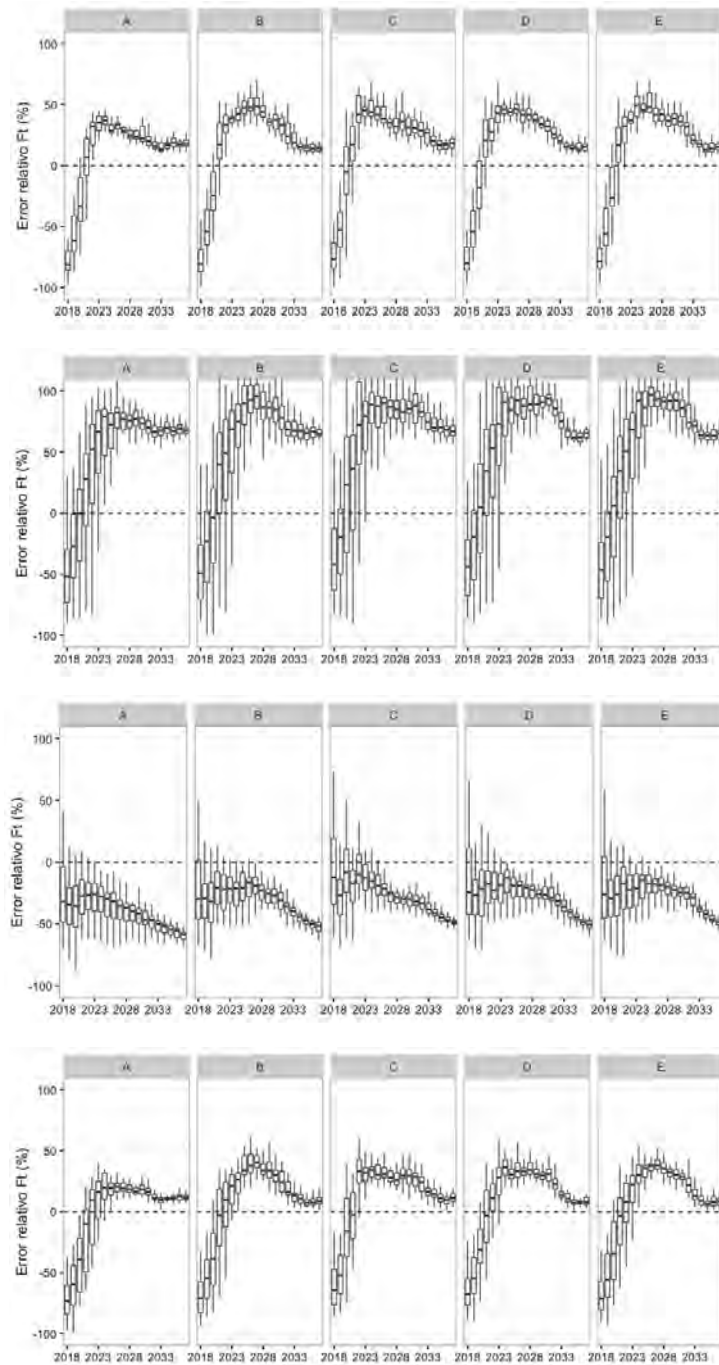


Figura 79. Error relativo promedio de la estimación de mortalidad por pesca por el modelo OCOM en función de las reglas de control. Simulaciones de dinámica 1, 2, 7 y 9.

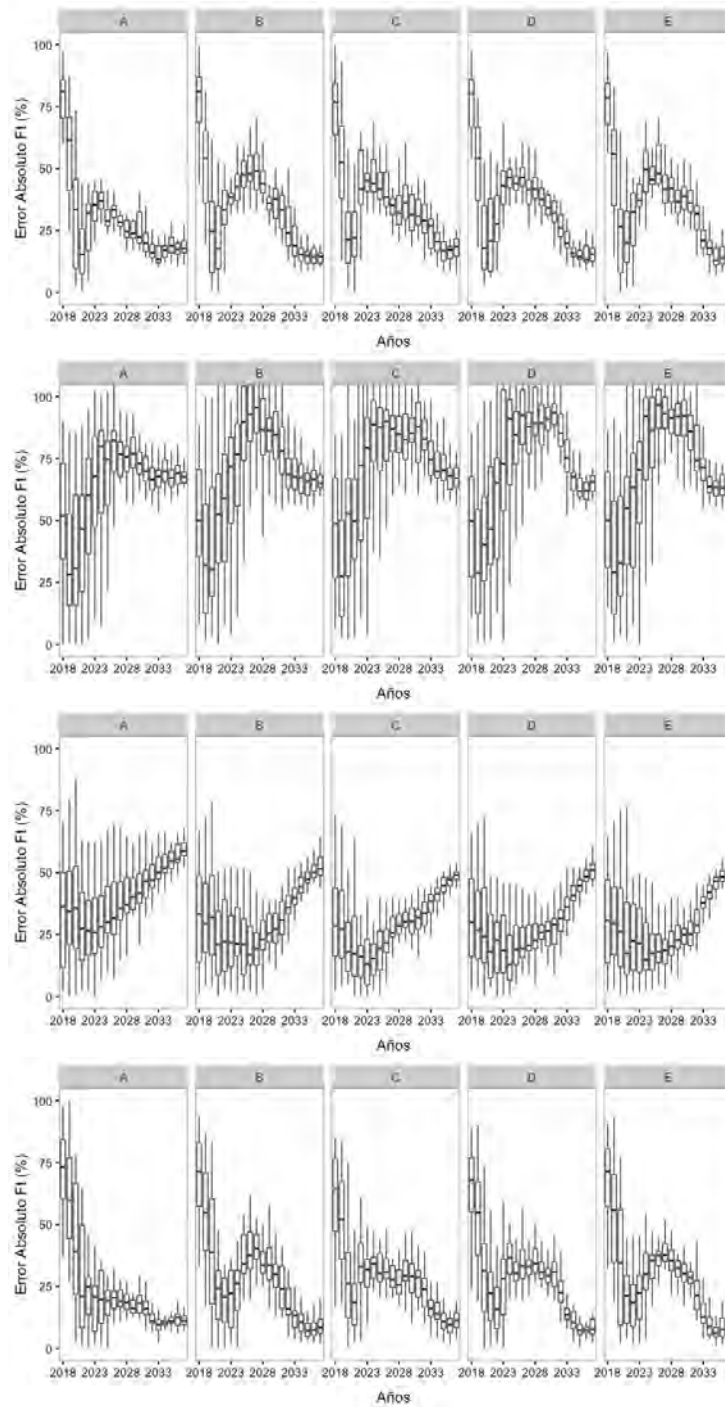


Figura 80. Error relativo promedio de la estimación de mortalidad por pesca por el modelo OCOM en función de las reglas de control. Simulaciones de dinámica 1, 2, 7 y 9.

4.5.2 Eficacia del estimado en la fase histórica

La eficacia del estimador en la fase histórica se realizó considerando los siguientes escenarios de simulación bajo incertidumbre:

Escenario 1: Simulación de una población agotada de reineta al 2017, consistente de 5 modelos alternativos para la dinámica de reineta que se diferencian en los parámetros de la relación stock-recluta y diferentes historias de explotación en el periodo 1994-2017. Al interior de cada dinámica se utilizó 50 réplicas asociadas al error de proceso del reclutamiento (**Fig. 81**), con una reducción de biomasa desovante cercana al 20% al 2017 (**Fig. 82**).

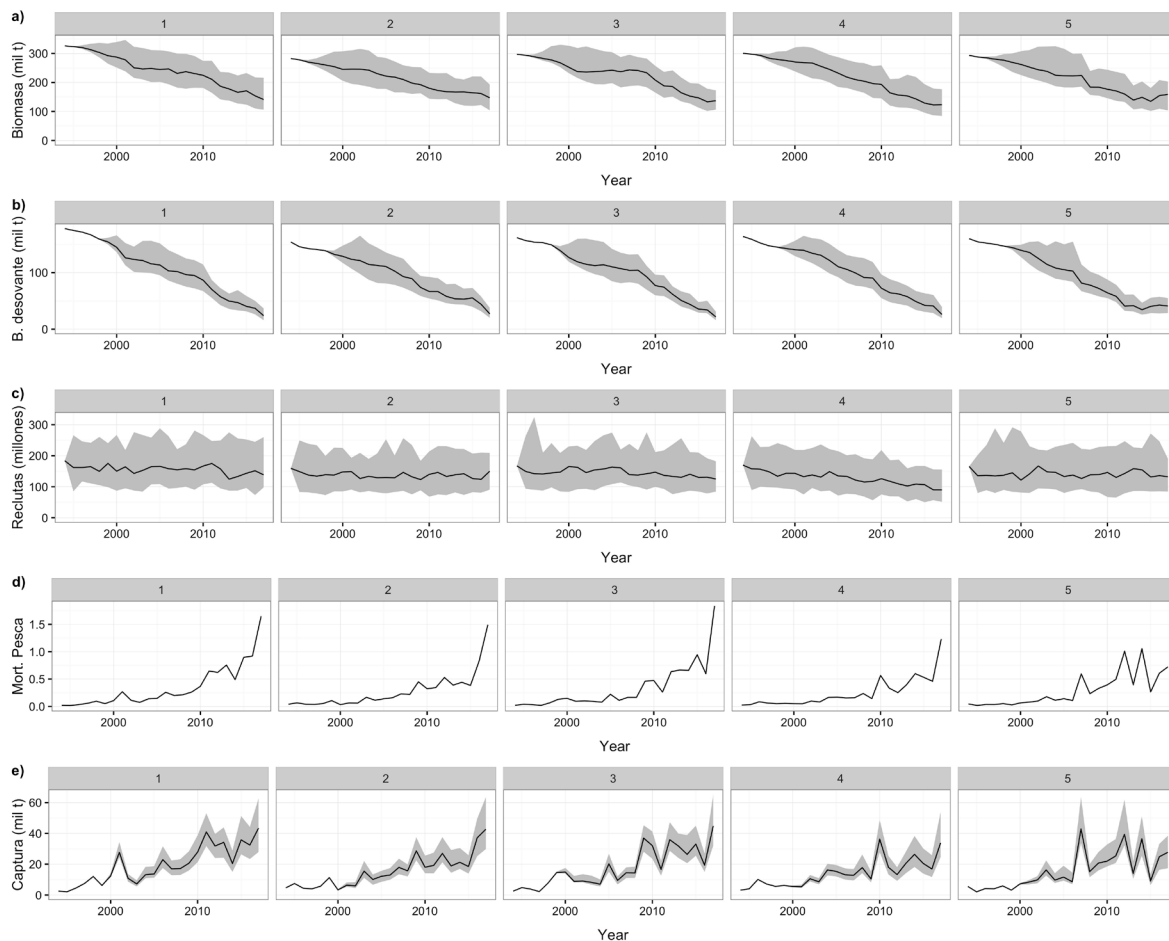


Figura 81. Escenario E1: biomasa total, desovante, reclutamiento, mortalidad por pesca y capturas de reineta para cinco alternativas de dinámica poblacional en la fase histórica (1994-2017). La línea representa la mediana de 50 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.

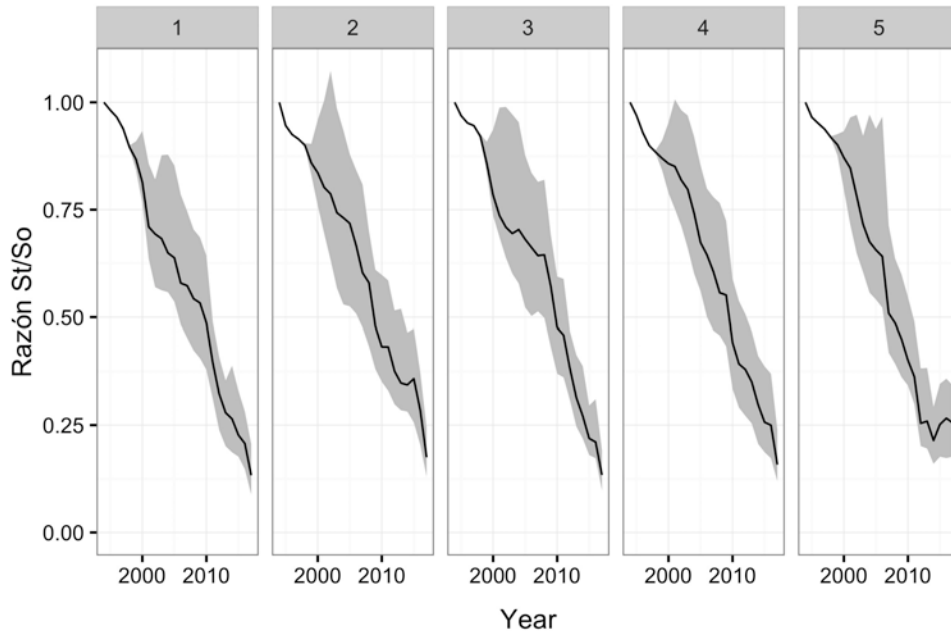


Figura 82. Escenario E1: agotamiento para cinco alternativas de dinámica poblacional en la fase histórica (1994-2017). La línea representa la mediana de 50 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.

Se observaron errores relativos positivos mayores a 100% en los años más recientes para los casos 01, 02 y 03, como también en los valores del error porcentual absoluto (**Fig. 83**). Esto implica que aunque se simuló historias de dinámica poblacional que determinaron un nivel de agotamiento importante, el estimador no fue capaz de verificar tal condición desde el punto de vista de la biomasa. Lo contrario ocurre con la mortalidad por pesca, observándose sesgos negativos de hasta 60%, y niveles de precisión similar (**Fig. 83**).

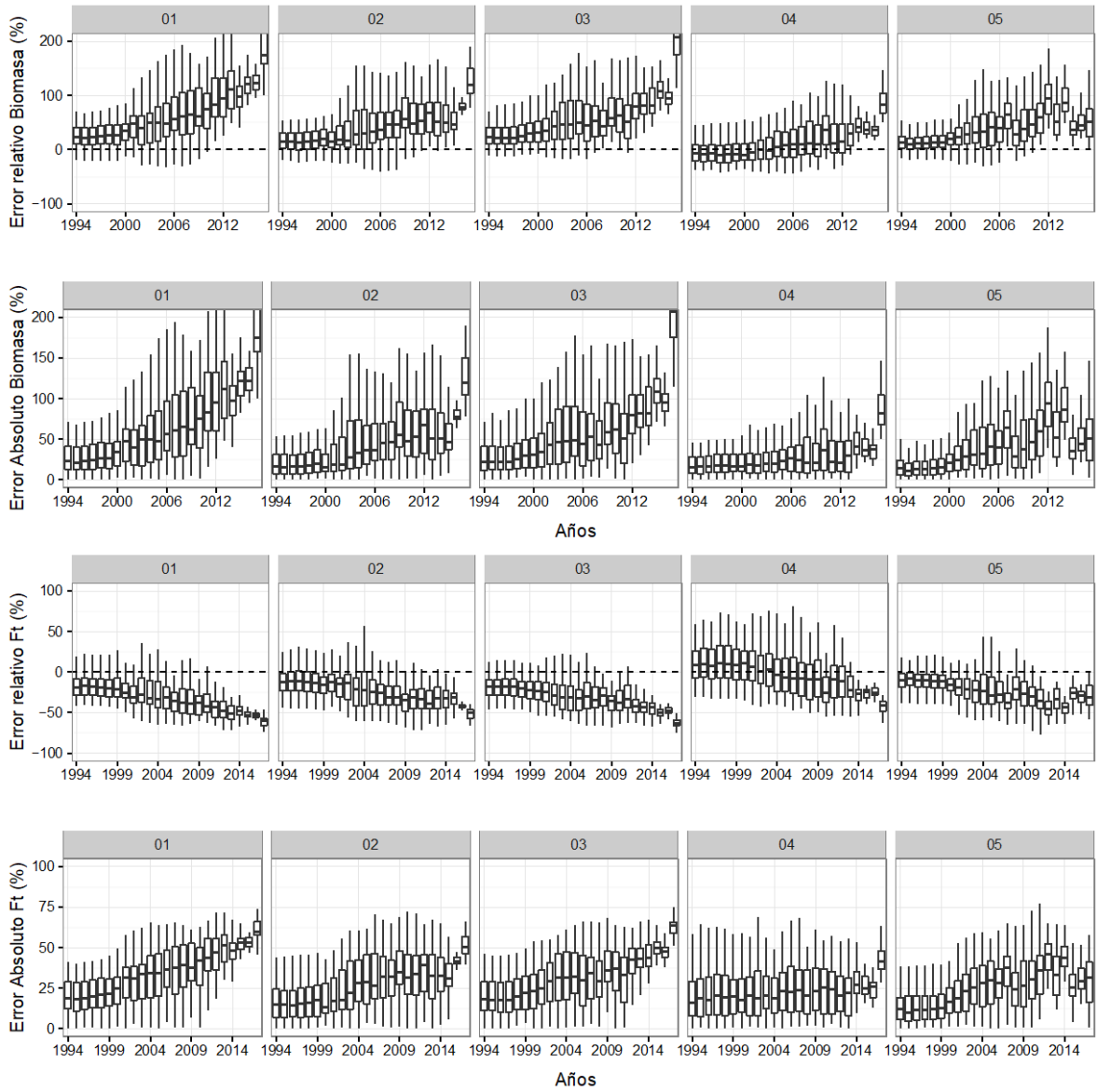


Figura 83. Escenario E1: Error relativo y error porcentual absoluto para las estimaciones de biomasa y mortalidad por pesca por el modelo OCOM en la historia de una población agotada.

Escenario 2: Simulación de una población en explotación plena al 2017. La simulación consideró las mismas dimensiones que el caso anterior; esto es, 5 poblaciones que se diferencian en la producción de juveniles (**Fig. 84**). Sin embargo, con mortalidades por pesca menos intensas hacia el final de la serie de tiempo, lo que determina una situación de explotación plena al 2017, cercana a una reducción de 50 a 60% de la biomasa desovante (**Fig. 85**). Al interior de cada dinámica se utilizó 50 réplicas asociadas al error de proceso del reclutamiento.

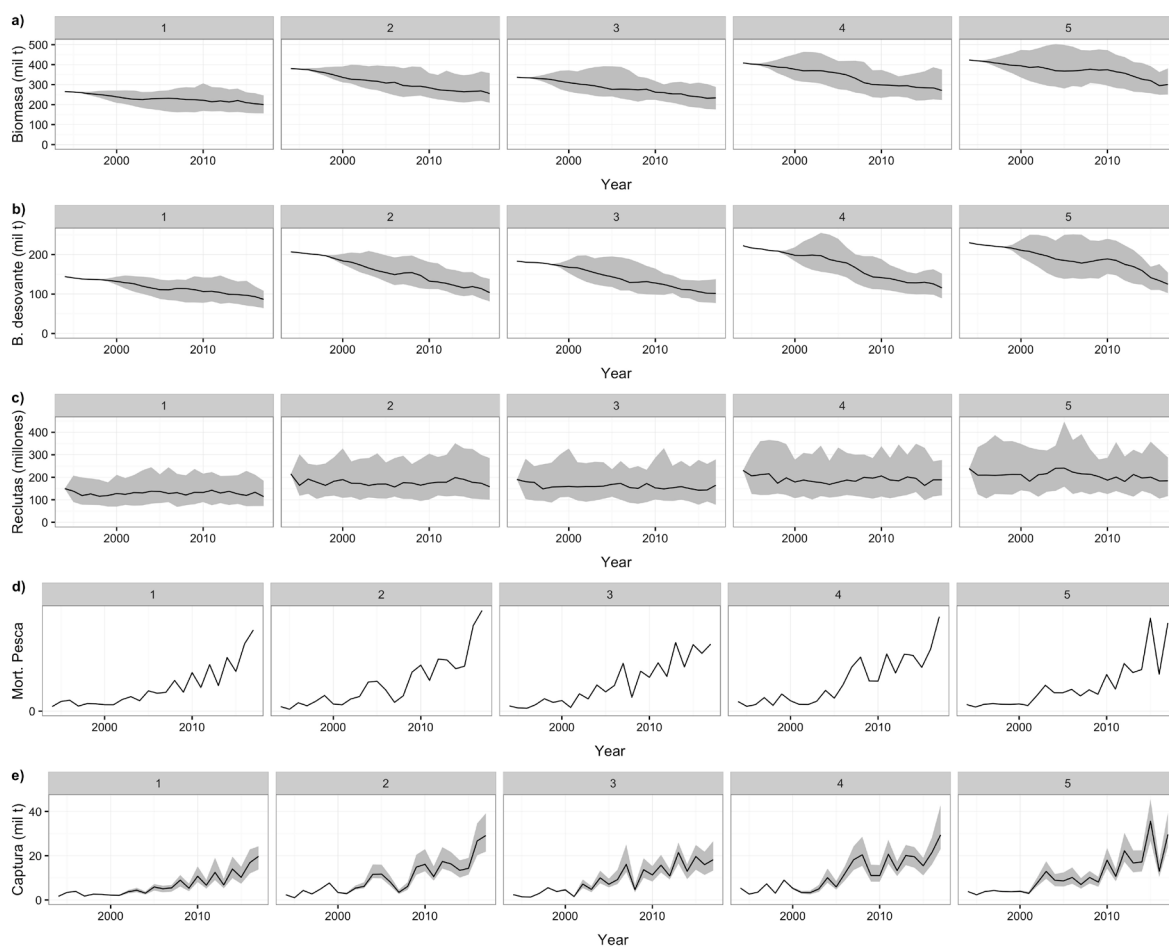


Figura 84. Escenario E2: biomasa total, desovante, reclutamiento, mortalidad por pesca y capturas de reineta para cinco alternativas de dinámica poblacional en la fase histórica (1994-2017). La línea representa la mediana de 50 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.

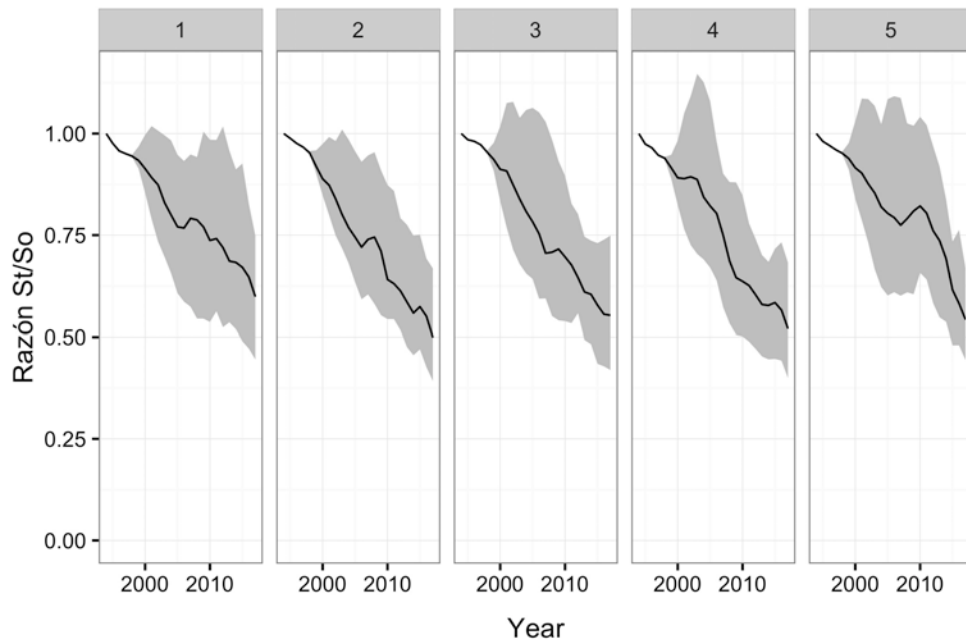


Figura 85. Escenario E1: agotamiento para cinco alternativas de dinámica poblacional en la fase histórica (1994-2017). La línea representa la mediana de 50 réplicas y el área gris los percentiles de 10 y 90%.

La comparación de las estimaciones de biomasa del modelo OCOM con las simulaciones del modelo operativo en la fase histórica muestran que OCOM subestimó la biomasa vulnerable, sin tendencias importantes. En términos de precisión, OCOM mostró una precisión baja del orden de 40 a 50%. Este patrón fue consistente, ilustrándose el error relativo y el error relativo absoluto para cinco casos simulados (**Fig. 86**). A su vez, en la comparación de la tasa de mortalidad por pesca anual se observó una mayor variabilidad y sesgo positivo del orden de 50 a 100% en toda la fase histórica (**Fig. 86**).

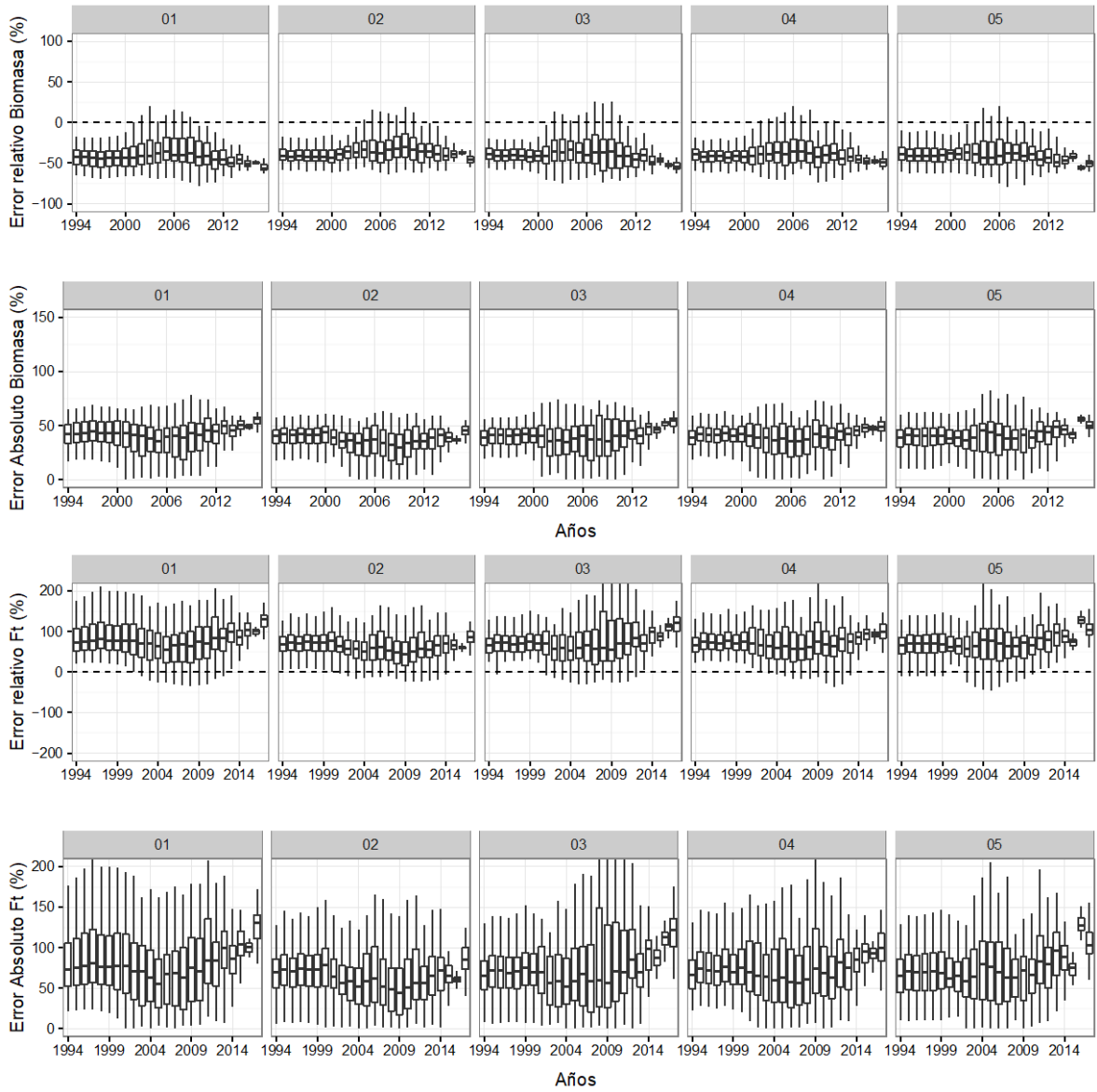


Figura 86. Escenario E2: Error relativo y error porcentual absoluto para las estimaciones de biomasa y mortalidad por pesca por el modelo OCOM en la historia de una población agotada.

5 Análisis y discusión de los resultados

Fuentes de incertidumbre e implementación de un modelo operativo

En pesquerías con datos-limitados, una de las primeras fuentes de incertidumbre radica en la estructura poblacional. Según San Martín *et al.* (2017), la reineta (*Brama australis* Valenciennes, 1838) presenta una distribución transzonal en el Océano Pacífico sur, que se extiende desde Nueva Zelandia hasta las costas de Chile. Esta amplia distribución de *B. australis* determina cierto grado de incertidumbre respecto de la estructura poblacional en el Pacífico Sur, ya que su explotación es más bien localizada y costera (Pavéz *et al.* 1998). Sin embargo, la reineta *Brama australis* se constituye en una población única, y se postula presenta una conectividad entre el dominio nerítico y oceánico (Galleguillos *et al.* 2015, Arancibia *et al.* 2017, Leal 2018).

Respecto de la estructura poblacional, Galleguillos *et al.* (2015) aplicó diferentes técnicas de identificación de stock, y concluyen que *B. australis* conforma una sola unidad evolutiva a lo largo de la costa chilena, sin identificar y delimitar más de una unidad demográfica como parte de esta gran agrupación reproductiva. No obstante, los indicadores reproductivos no permiten detectar diferencias en el proceso reproductivo, ni mucho menos discriminar el mismo entre zonas de manera definitiva (Arancibia *et al.* 2017, Leal 2018, 2019). Galleguillos *et al.* (2015) y Leal (2019) establecen un modelo conceptual para la estructura poblacional de *B. australis*, en el que *B. australis* realizaría una migración reproductiva fuera de la costa. Un modelo similar fue planteado por Arancibia *et al.* (2017), planteándose que las zonas costeras donde operan las flotas nacionales serían las zonas de alimentación y crecimiento. Se indica además que la dinámica poblacional de la reineta dependería de procesos de inmigración de reclutas a la zona costera y de la emigración fuera de la costa por los adultos, permaneciendo estacionalmente en las áreas costeras más productivas.

Desde el punto de vista de las operaciones de pesca se identifican dos grandes zonas en términos de capturas, rendimiento de pesca y presencia de reineta en la costa chilena. Además, la estructura de tamaños y peso promedio de los ejemplares capturados en cada zona, y crecimiento es diferente, tal y como se desprende de las curvas de selectividad aquí encontradas para las pesquerías de enanillo y espinel y de la flota industrial de arrastre. Los supuestos del patrón de explotación con la talla aquí utilizado permite considerar la factibilidad de escape de ejemplares de mayor talla y

edad desde la zona costera donde operan las flotas nacionales, probablemente a través de una migración reproductiva al océano (Leal 2018, 2019). En este contexto, el uso de estos patrones de explotación permite simular tallas medias diferenciales por arte de pesca, con los ejemplares de mayor tamaño asociados a espinel artesanal (~45 a 48 cm longitud), y más pequeños y similares entre el enmalle y el arrastre industrial (~ 40 a 43 cm longitud).

No obstante, lo anterior, es factible que los efectos de una pesca localizada e importante pueda ser detectada en la composición de tallas de la fracción explotada, como también en la magnitud y variación de las capturas de las flotas que están operando sobre el recurso. Si la conectividad que se establece entre el uso de diferentes hábitats (reproductivo, crianza y alimentación) se constituye en un ciclo relativamente regular, entonces los efectos de la pesca sobre las clases anuales en la fracción explotable podrían ser detectados.

La pesquería de la reineta muestra una tendencia creciente en el desembarque desde 1994 a 2018, desde cerca de 2 mil toneladas en 1994 hasta 34 mil toneladas en 2014, para disminuir a 25 mil toneladas al 2017. En el periodo 2007-2017, la pesca artesanal realizó el aporte mayor al desembarque total, con 38,4% la flota de enmalle y 52,7% la flota de espinel (91,1%), mientras que la pesca industrial aporta con 8,3%. La pesca artesanal utiliza espinel y red de enmalle para su extracción en la Región del Biobío y Región de Los Lagos. El desembarque industrial, en tanto, proviene de la pesca de arrastre que se desarrolla principalmente sobre la plataforma continental en la Patagonia y esporádicamente por la flota de arrastre en la zona centro-sur. En este contexto, la importancia social y económica que la pesquería de reineta tiene para el sector y para el país, ha permitido el desarrollo de programas regulares de seguimiento y un análisis de evaluación indirecta de stock con datos limitados, permitiendo determinar el estatus del recurso y sugerir niveles de captura biológicamente aceptables (Leal 2018).

Al considerar los lineamientos de Dowling *et al.* (2015), se cumplió la fase para una pesquería con datos limitados; esto es, compilar y revisar la información disponible. Al considerar fuentes de incertidumbre, la revisión de los datos e información que generan los programas de monitoreo de la pesquería de reineta, tanto artesanal como industrial muestra limitaciones importantes en un contexto histórico. No obstante, el Instituto de Fomento Pesquero ha podido separar los desembarques por tipo de arte artesanal (espinel y enmalle) e industrial, con registros que dan cuenta de las remociones totales sólo desde 2007 al 2018 en términos de la flota artesanal (espinel y enmalle) y de arrastre (Leal, com.pers). En este estudio se realizó una propuesta de

reconstitución del desembarque por flota para el periodo 1994-2006 sobre la base del aporte de cada flota en el periodo 2007-2017. Sin embargo, esta reconstitución sólo se plantea con fines de simulación histórica. Sin duda, conocer las capturas reales es la mayor fuente de incertidumbre y por lo tanto el enfoque aquí desarrollado para contar con un modelo de simulación en sus valores pro defecto consideró un caso base consistente con los desembarques históricos.

Respecto de la composición de tallas en las capturas, y aunque es factible contar con datos de frecuencia de tallas desde 1998 (Leal 2018, 2019), pero las muestras más representativas en términos espaciales y temporales se restringen a los años comprendidos entre 2011 y 2018 para la flota industrial de arrastre. En el caso de la información de tallas de las capturas de enmalle y espinel se encontró consolidada en una única base de datos, sin identificar el arte de pesca con que fue obtenida cada muestra. Esto impone una restricción importante. Al igual que los datos de captura, IFOP ha podido separar los datos de frecuencia de tallas de la flota artesanal que utiliza espinel y enmalle. Estos datos cubren desde 1998 al presente a la forma de distribución de frecuencia de tallas (ver Leal 2018).

Parámetros de historia de vida

En Chile, el manejo de las pesquerías está orientada a lograr el rendimiento máximo sostenible (RMS) que pueden producir los recursos. Para lograr tal objetivo, la asesoría técnica para el manejo utiliza modelos de dinámica poblacional que se sustentan en procesos biológicos básicos que incluyen la tasa de mortalidad natural, crecimiento corporal, madurez y producción de juveniles que reclutan a la fracción explotable. Estos procesos son fundamentales y pueden ser representados a través de un conjunto de modelos básicos, cuyos parámetros pueden ser estimados utilizando varios métodos y podrían estar sujetos a cierto grado de incertidumbre. Nuestra revisión y análisis de consistencia fue exhaustiva, y se pudo avanzar con estimaciones educadas de parámetros de dinámica de poblaciones y modelos de pesca.

Por lo general, los "parámetros de historia de vida" se refieren a todos aquellos que determinan los procesos de crecimiento, madurez y mortalidad. Los valores plausibles para el conjunto de estos parámetros se sustentan en relaciones estables entre ellos que definen ciertas invariantes (Roff 1984, Charnov y Roff 2007), las que combinadas con la teoría evolutiva podría permitir la estimación de dichos parámetros para especies poco estudiadas (Thorson et al. 2017).

Por otra parte, los parámetros que determinan la producción de juveniles a partir del potencial reproductivo de las especies se resumen en la relación stock-recluta. Estos parámetros fueron deducidos a partir del concepto de steepness y el nivel de reclutamiento promedio no explotado, utilizando un modelo edad-estructurado básico. La aproximación de Wiff et al. (2015) fue de utilidad para acotar el steepness de la relación stock-recluta entre 0,72 y 0,75 considerando la incertidumbre en la razón L_m/L_{oo} . En el modelo de simulación estimación, sin embargo, se optó por utilizar una distribución beta (Shertzer y Conn 2012) para generar valores alternativos e igualmente probables del steepness cercanos a 0,7. Este decisión implica que el steepness es el parámetro más incierto y seleccionado de manera independiente en las simulaciones con el modelo operativo. En consecuencia, para mejorar los procesos de simulación-estimación se debe avanzar en comparar esta fuente de incertidumbre y sus consecuencias en los procedimientos de manejo. En efecto, una especificación incorrecta del valor del steepness y de su distribución puede impactar notablemente en una evaluación y proyección de la abundancia con fines de recuperación (Punt y Dorn 2014). Asimismo, la variabilidad del reclutamiento, que aquí quedó definida por la varianza y grado de correlación serial del proceso (Thorson et al. 2014).

El método comparativo y el meta-análisis de los parámetros de la relación stock-recluta fueron estudiados para aventurar el grado de relación existente con los parámetros de historia, permitiendo condicionar un modelo de dinámica estructurado por edad que puede simular las variables de estado, y todas aquellas variables que son de utilidad en el contexto del manejo, ya sea en el monitoreo de datos de frecuencia de tallas, capturas por tipo de flota y estimación de parámetros de historia de vida, principalmente crecimiento corporal y madurez. Aunque los resultados de dichos estudios parecen ser consistentes, no se han realizados estudios que permitan comparar adecuadamente los parámetros de historia de vida disponibles, ni tampoco se ha identificado el grado de incertidumbre que producen en la evaluación de stock.

Al respecto, el modelo operativo de simulación considera que si bien se han logrado avances importantes para determinar los procesos de crecimiento y madurez (Oyarzún et al. 2003, Galleguillos et al. 2015, Arancibia et al. 2017, Moyano 2017), y hay cierta consistencia, aún hay incertidumbre. Por esta razón, el modelo de simulación estimación puede generar parámetros de historia de vida consistentes para la *B. australis*.

Procedimientos de manejo

Las reglas de control de la explotación fueron sometidas a discusión con la contraparte técnica, en función del Programa de Mejoramiento Continuo de la Calidad de la Asesoría Científica (PMCCAC), y otras consideraciones de corto y mediano plazo para que la pesquería comience a salir de su clasificación actual (Tier 3). De acuerdo con las consultas realizadas tanto a sectorialistas como miembros CCT de recursos demersales de la zona centro-sur en los Talleres de Trabajo de Enero, Mayo y Noviembre 2019, se estableció que:

- a) Subsecretaría de Pesca y Acuicultura requiere una evaluación de stock oficial para la pesquería de reineta, la que se solicita al Instituto de Fomento Pesquero con fines de diagnóstico de la pesquería. De esta manera un procedimiento de manejo para la pesquería de reineta incluye los datos que se están levantando a través del programa de seguimiento, el modelo de evaluación del stock, y la regla de control modelo basada.
- b) La evaluación de stock y el diagnóstico de la pesquería se sustenta en el marco del sistema de niveles establecido por Payá *et al.* (2014), considerando la Ley General de Pesca y Acuicultura que impone como objetivo de manejo llevar a las pesquerías al máximo rendimiento sostenido (MSY).
- c) Se deduce que el objetivo de manejo está explícito en el punto anterior, y que el marco biológico para la explotación se evidencia en las evaluaciones realizadas por Espíndola *et al.* (2017) y Leal (2018, 2019).
- d) No obstante, aun cuando se establece el marco biológico para la explotación con puntos biológicos de referencia basados en mortalidad por pesca y biomasa, el consejo técnico en términos de Captura Biológicamente Aceptable (CBA) no se implementa como una medida de manejo (cuota global de captura).
- e) La pesquería de reineta está en el régimen general de acceso, asimilado a un estado de explotación plena (Artículo 14 de la LGPA).
- f) En términos del acceso, y porque se alcanzó el estado de Plena Explotación, está suspendida la inscripción del recurso en el Registro Pesquero Artesanal (RPA) así como la recepción de solicitudes y el otorgamiento de autorizaciones industriales, entre las Regiones de Arica y Parinacota y Magallanes hasta el año 2022.
- g) Las regulaciones pesqueras dicen relación con artes y aparejos de pesca que califiquen para la extracción artesanal (línea de mano, espinel, red de pared, trampas) y extracción industrial mediante red de arrastre en la Región de Aysén. Además, se establece una

fracción máxima equivalente al 1% de desembarque de reineta como fauna acompañante de la captura total, en peso, por viaje de pesca en la pesca de merluza común, merluza del sur, congrio dorado o merluza de cola, con red de arrastre entre el paralelo 41°25,6'S y el límite sur de la Región de Los Lagos.

Como fue establecido, un procedimiento de manejo (PM) queda determinado por los datos, un modelo de evaluación de stock y una regla de control de la explotación. Al respecto, y en términos de asesoramiento técnico actual, los datos que se están utilizando son los datos de desembarque total y oficial del Servicio Nacional de Pesca como un proxy de las capturas. Estos datos sirven de input a un modelo de evaluación de stock para datos limitados (Modelo OCOM de Zhou et al. 2013), el cual permite inferir cambios de biomasa y mortalidad por pesca en un horizonte de tiempo. En este estudio se sugiere utilizar cinco reglas de control de la explotación basadas en la tasa de mortalidad por pesca. Según Walsh et al. (2018), las reglas de control de mortalidad por pesca tiene mejor desempeño que las reglas de control de capturas en PM que utilizan modelos limitados en datos. Las reglas sugeridas son genéricas, y dicen relación: a) tasa de mortalidad por pesca constante, utilizando el proxy de la mortalidad por pesca objetivo que estima OCOM (i.e., $F_{MSY}=\tau/2$); y, b) tasas de mortalidad por pesca variables, considerando una formulación similar a las reglas 0-40, 10-40 y 20-40, y otra ad-hoc (Walsh et al. 2018). Estas reglas de control de la explotación permiten reducir la explotación cuando el stock se ha reducido por debajo el objetivo de manejo.

El modelo operativo de simulación estimación permitió evaluar estos procedimientos de manejo, y aunque se observó cierta eficacia de los PM (datos-modelo OCOM-Regla de Control) cuando se consideró simulaciones sin error de observación, la incertidumbre asociada con la variabilidad interanual del reclutamiento permite concluir que existe una probabilidad cercana al 25% para mantener al stock en el estado de plena explotación. Esta aseveración, sin embargo, no parece ser consecuencia del modelo de estimación utilizado al utilizar sólo capturas. Es muy probable que exista una redundancia que determina baja variabilidad en las capturas biológicamente aceptables determinadas por el estimador, demostrándose que tienen un muy mal desempeño cuando el stock está en una condición diferente a la explotación plena.

Las simulaciones con captura constante muestran que capturas mayores a 25 mil toneladas pueden tener consecuencias importantes. Sin embargo, esto se debe a que el condicionamiento del modelo operativo de simulación fue consistente con tratar de explicar las capturas observadas en el

periodo 1994-2018. Si bien es factible evaluar la eficacia de PM con el modelo de simulación aquí prouesto, es necesario avanzar en una evaluación de stock rigurosa de *B. australis*.

6 Referencias

- A'mar, Z. T., Punt, A. E., & Dorn, M. W. (2010). Incorporating ecosystem forcing through predation into a management strategy evaluation for the Gulf of Alaska walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) fishery. *Fisheries Research*, 102(1-2), 98-114.
- Arancibia, H., R. Alarcón, M. Barros, S. Neira, L. Cisterna, S. López, C. Sagua, J. F. Gavilán, San Martín, P., 2017. Informe Final. Proyecto FIP N° 2015-20 “Actualización de parámetros de historia de vida de reineta (*Brama australis*) en aguas nacionales”. Universidad de Concepción, 249 p. + anexos.
- Bailey, K., 1989. Description and surface distribution of juvenile Peruvian jack mackerel, *Trachurus murphyi*. Nichols from the Subtropical Convergence Zone of Central South Pacific. *Fish. Bull.* 87, 273–278.
- Beddington, J.R., Kirkwood, G.P., 2005. The estimation of potential yield and stock status using life history parameter. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B: Biol. Sci.* 360, 163–170.
- Butterworth, D. S. (2007). Why a management procedure approach? Some positives and negatives. *ICES Journal of Marine Science*, 64(4), 613-617.
- Butterworth, D. S., Punt, A.E., 1999. Experiences in the evaluation and implementation of management procedures. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 985-998.
- Canales, C., Wiff, R., y Quiroz, J.C., 2011. Convenio: “Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales año 2012”. Metas cualitativas; Cuarto Objetivo Específico. Informe Final. SUBPESCA. 23 pp + ANEXOS
- Canales, M., P. Gálvez, J. Sateler, J. González y L. Bustos. 2014. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los principales recursos pesqueros nacionales, 2015: Reineta. Informe Final, Valparaíso, Chile, IFOP: 85 pp.
- Carruthers, T.R., Punt, A.E., Walters, C.J., MacCall, A., McAllister, M.K., Dick, E.J., Cope, J., 2014. Evaluating methods for setting catch limits in data-limited fisheries. *Fish. Res.* 153, 48–68.
- Dick, E.J., MacCall, A.D., 2010. Estimates of Sustainable Yield for 50 Data-Poor Stocks in the Pacific Coast Groundfish Fishery Management Plan. NOAA Technical Memorandum NMFS. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-460., pp. 208.
- Dick, E.J., MacCall, A.D., 2011. Depletion-Based Stock Reduction Analysis: a catch-based method for determining sustainable yields for data-poor fish stocks. *Fish. Res.* 110, 331–341.
- Dowling, N.A., Wilson, J.R., Rudd, M.B., Babcock, E.A., Caillaux, M., Cope, J., Dougherty,

- D., Fujita, R., Gedamke, T., Gleason, M., Gutiérrez, N.L., Hordyk, A., Maina, G.W., Mous, P., Ovando, D., Parma, A.M., Prince, J., Revenga, C., Rude, J., Szuwalski, C., Valencia, S., Victor, S., 2016. FishPath: a decision support system for assessing and managing data- and capacity-limited fisheries. In: *Assessing and Managing Data- limited Fish Stocks*, pp. 59–95. <http://dx.doi.org/10.4027/amdlfs.2016.03>.
- Espíndola, F., Leal, E., Gálvez, P., Sateler, J. 2017. Estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los primeros recursos pesqueros nacionales, 2017. Informe Consolidado IFOP, 108 pp.
- Evseenko, S.A., 1987. Reproduction of Peruvian jack mackerel, *Trachurus symmetricus murphyi*, in the southern Pacific. *J. Ichthyol.* 27, 151-160.
- Froese, R., Demirel, N., Coro, G., Kleisner, K.M., Winker, H., 2017. Estimating fisheries reference points from catch and resilience. *Fish and Fisheries* 18, 506-526.
- Froese, R., Demirel, N., Coro, G., Kleisner, K.M., Winker, H., 2017. Estimating fisheries reference points from catch and resilience. *Fish and Fisheries* 18, 506-526.
- Froese, R., Winker, H., Coro, G., Demirel, N., Tsikliras, A. C., Dimarchopoulou, D., Scarcella, G., Probst, W. N., Dureuil, M., and Pauly, D.A. 2018. New approach for estimating stock status from length frequency data. *ICES Journal of Marine Science*, doi:10.1093/icesjms/fsy078.
- Galleguillos, R., Ferrada, S., Canales, C., Oliva, M., Niklitschek, E., Leal, E., Carrasco, C. 2015. “Origen natal y distribución geográfica de reineta en Chile”. Universidad de Concepción. Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas. Departamento de Oceanografía. Informe Final. Proyecto del Fondo de Investigación Pesquera (FIP) N° 2013-21. 152 pp +anexos.
- García, D., Sánchez, S., Prellezo, R., Urtizberea, A., Andrés, M., 2017. FLBEIA: A simulation model to conduct Bio-Economic evaluation of fisheries management strategies. *SoftwareX* 6, 141-147.
- Geromont HF, Butterworth, D. S. 2015. Generic management procedures for data-poor fisheries: forecasting with few data. *ICES Journal of Marine Science*, 72: 251–261.
- Holland, D. S. (2010). Management strategy evaluation and management procedures: Tools for Rebuilding and Sustaining Fisheries, OECD Food, Agriculture and Fisheries Working Papers, No. 25, OECD Publishing. doi: 10.1787/5kmd77jlvkjkf-en.
- Hordyk, A., Ono, K., Prince, J.D., and Walters, C.J. 2016. A simple length-structured model based on life history ratios and incorporating size-dependent selectivity: application to spawning potential ratios for data-poor stocks. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 13: 1– 13. doi: 10.1139/cjfas-2015-0422.

- Hordyk, A.R., Ono, K., Valencia, S.R., Loneragan, N.R., and Prince, J.D. 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 J. Mar. Sci.* 72: 217 – 231.
- Hormazábal, S., Shaffer, G., Leth, O. 2004. Coastal transición zone off Chile. *JOURNAL OF GEOPHYSICAL RESEARCH*, VOL. 109, C01021, doi:10.1029/2003JC001956
- Jardim, E., Azevedo, M., Brites, N.M., 2015. Harvest control rules for data limited stocks using length-based reference points and survey biomass índices. *Fisheries Research* 171, 12-19.
- Kimura, D.K., Balsinger, J.W., Ito, D.H., 1984. Generalized stock reduction analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41, 1325–1333.
- Kokkalis, A., Thygesen, U.H., Nielsen, A., Andersen, K.H., 2015. Limits to the reliability of size-based fishing status estimation for data-poor stocks. *Fisheries Research* 171, 4-11.
- Kronlund, A.R., Cox, S.P., & Cleary, J.S. (2012). Management strategy evaluation in R (mseR): user's guide and simulation exercises. *Canadian Technical Reports of Fisheries and Aquatic Sciences*. 3001: vii + 52 p.
- Leal, E. 2018. Convenio de desempeño 2018, estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los recursos pesqueros nacionales, 2019. Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso, Chile. <https://www.ifop.cl/>.
- Leal, E. 2019. Convenio de desempeño 2019, estatus y posibilidades de explotación biológicamente sustentables de los recursos pesqueros nacionales, 2020. Instituto de Fomento Pesquero, Valparaíso, Chile. <https://www.ifop.cl/>.
- Leal, E., Oyarzún, C., 2002. Parámetros biológico-pesqueros de reineta *Brama australis* Valenciennes 1837 en la zona de pesca de Lebu (37°37'S.-73°40'W), Chile. *Gayana* 66(2), 231-235.
- Little, L.R., Wayte, S.E., Tuck, G.N., Smith, A.D.M., Klaer, N., Haddon, M., Punt, A.E., Thomson, R., Day, J., Fuller, M. 2011. Development and evaluation of a cpue-based harvest control rule for the southern and eastern scalefish and shark fishery of Australia. *ICES Journal of Marine Science*, 68: 1699–1705.
- McDonald, G., Cambell, S.J., Karr, K., Clemence, M., Granados-Diseldorff, P., Jakub, R., Kartawijaya, T., Mueller, J.C., Prihatinningsih, P., Siegel, K., Syaifudin, Y., 2018. An adaptive assessment and management toolkit for data-limited fisheries. *Ocean & Coastal Management* 152, 100-119.
- MacCall, A.D., 2009. Depletion-corrected average catch: a simple formula for estimating sustainable yields in data-poor situations. *ICES J. Mar. Sci.* 66, 2267–2271.

- Oyarzún, C., Cortes, M., Leal, E. 2013. Age, growth and mortality of southern rays bream *Brama australis* (Bramidae) off the southeastern Pacific coast. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 48(1), 585-590.
- Pavéz, P., Melo, T., Ceriola, H., Hurtado, F., Rasmussen, P., 1998. Análisis y evaluación de la pesquería de la reineta (*Brama australis*) en el litoral de la V Región. Universidad Católica de Valparaíso, Valparaíso, Informe Final FIP N° 1996-26, 1-125.
- Payá I, C. Canales, D. Bucarey, M. Canales, F. Contreras, F. Espíndola, E. Leal, C. Montenegro, J. Quiroz y R. Tascheri. 2014. Revisión de los puntos biológicos de referencia (Rendimiento Máximo Sostenible) en las pesquerías nacionales.” Primer Taller internacional. Informe de Avance 1. Subsecretaría de Economía - IFOP. 32 pp.+ 4 Anexos.
- Punt, A. E., A. D. M. Smith, and G. Cui., 2001. Review of progress in the introduction of management strategy evaluation (MSE) approaches in Australia’s South East Fishery. *Marine and Freshwater Research* 52:719–726.
- Punt, A.E., Dorn, M., 2014. Comparisons of meta-analytic methods for deriving a probability distribution for the steepness of the stock–recruitment relationship. *Fisheries Research* 149: 43-54.
- Punt, A.E., Butterworth, D.S., de Moor, C.L., De Oliveira, J.A.A., Haddon, M. 2016. Management strategy evaluation: best practices. *Fish and Fisheries* 17(2), 303–334. <http://dx.doi.org/10.1111/faf.12104>.
- Rudd, M.B., Thorson, J.T., 2018. Accounting for variable recruitment and fishing mortality in length-based stock assessments for data-limited fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* (on line first).
- San Martín, M.A., Leal, E., Canales, T.M., 2017. Spatial and bathymetric occurrence of *Brama australis* off the Chilean Coast and in the South Pacific Ocean. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 52(2), 405-409.
- Shertzer, K.W., Conn, P.B. 2012. Spawner-recruit relationships of demersal marine fishes: prior distribution of steepness. *Bulletin of Marine Science* 88(1):39-50. <http://dx.doi.org/10.5343/bms.2011.1019>
- Smith, A. D. M. (1994). Management strategy evaluation: the light on the hill. Population dynamics for fisheries management, 249-253.
- Smith, A. D. M. (1994). Management strategy evaluation: the light on the hill. Population dynamics for fisheries management, 249-253.

- Smith, A.D.M., Sainsbury, K.J., and Stevens, R.A., 1999. Implementing effective fisheries management systems - management strategy evaluation and the Australian partnership approach. *ICES Journal of Marine Science*, 56: 967–979.
- Smith, D., Punt, A., Dowling, N., Smith, A., Tuck, G., Knuckey, I., 2009. Reconciling Approaches to the Assessment and Management of Data-Poor Species and Fisheries with Australia's Harvest Strategy Policy, *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science*, 1:1, 244-254, DOI: 10.1577/C08-041.1
- Thorson, J.T. (en prensa) Predicting density dependence in recruitment for all fishes worldwide using a data-integrated life-history model. *Fish and Fisheries*.
- Thorson, J.T., Munch, S.B., Cope, J.M., Gao, J., 2017. Predicting life history parameters for all fishes worldwide. *Ecological Applications* 27(8), 2262-2276.
- Walsh, JC, Minto, C, Jardim, E, et al. Trade-offs for data-limited fisheries when using harvest strategies based on catch-only models. *Fish Fish.* 2018; 19: 1130-1146. <https://doi.org/10.1111/faf.12316>
- Wetzel, C.R., Punt, A.E., 2011. Model performance for the determination of appropriate harvest levels in the case of data-poor stocks. *Fish. Res.* 110, 342–355.
- Wetzel, C.R., Punt, A.E., 2015. Evaluating the performance of data-moderate and catch-only assessment methods for U.S. west coast groundfish. *Fish. Res.* (en prensa).
- Zhou, S., Pascoe, S., Dowling, N., Haddon, M., Klaer, N., Larcombe, J., Smith, A.D.M., Thebaud, O., and Vieira, S. 2013. Quantitatively defining biological and economic reference points in data poor and data limited fisheries. Final Report on FRDC Project 2010/044. Canberra, Australia.

7 EQUIPO DE TRABAJO

7.1 Composición y organización del equipo profesional

Nombre	Título	Rol y función
Luis Cubillos	Biólogo Pesquero M. Sc. Pesquerías Dr. Oceanografía	Jefe de proyecto Modelo operativo y EEM O.E. 1, 2 y 3
Rubén Alarcón	Lic. Biología M. Sc. Pesquerías Dr(c) Sc. Manejo de Recursos Acuáticos Renovables	Generación de bases de datos
María José Cuevas	Bióloga Marina M. Sc. Pesquerías	Encargada de O.E. 1 y 2 Análisis de las reglas de control
Vania Henríquez Triviño	Bióloga Marina M. Sc. Pesquerías PhD. Student	Encargada de O.E 3 Efectividad de los procedimientos de manejo
Daniel Yepsen	Bióloga Marina M. en Biología Marina Dr(c) Sc. Manejo de Recursos Acuáticos Renovables	Encargada de O.E. 2 Análisis de reglas de control modelo OCOM Análisis fuentes de incertidumbres
Camila Sagua	Bióloga Marina M(c) Sc. Pesquerías	Recopilación de información alimentación de modelos
Merrill Rudd	Fisheries stock assessment Consultant	Supervisión en la fase de implementación e inducción

8 ANEXOS

8.1 Funciones Modelo Operativo

8.1.1 Presentación

Se documenta la codificación y las funciones utilizadas para la simulación de la dinámica poblacional de reineta.

8.1.2 Parámetros de historia de vida

```
crea_lh_brama_list <- function(  
  Linf = 58.8,  
  K = 0.19,  
  t0 = 0,  
  cvl = 0.06,  
  A = 15,  
  arlp = 0.00507,  
  brlp = 3.32,  
  Lm = 37,  
  dm = 2,  
  tspw = 0.75,  
  M = 0.32,  
  Llo = 25,  
  Lup = 60,  
  dl = 1,  
  seed = NULL,  
  fixed = TRUE  
)  
{  
  #Natural mortality  
  if(is.null(M)) M <- 1.5*k #if not specified  
  #growth Pauly (1979) Theory  
  if(is.null(t0)) t0 <- -10^(-0.392 - 0.275*log10(linf)-1.038*log10(k))  
  if(is.null(A)) A = ceiling(-log(0.01)/M)  
  # ages and length classes  
  #Parms variables  
  if(fixed==FALSE){  
    #Load("~/03Proyectos/07FIPA/FIP2018-25/Lime/Update_FishLife_Reineta.R  
Data")  
    require(MASS)  
    lh_parms <- c("Loo", "K", "tmax", "M", "Lm")  
    #cov <- Update$updateCov_jj  
    #Sigma <- cov[which(rownames(cov) %in% lh_parms), which(colnames(cov)
```



```

%in% Lh_parms)]
  #mean <- Update$updateMean_j
  #mu <- mean[Lh_parms]
  Sigma <- data.frame(matrix(c(0.01421687, -0.01579701, 0.01309999, -0
.01465111, 0.01262584,
                                -0.01579701, 0.05287304, -0.03890379, 0.04428577,
-0.01245468,
                                0.01309999, -0.03890379, 0.12305181, -0.08256303,
0.03544362,
                                -0.01465111, 0.04428577, -0.08256303, 0.10402556,
-0.02593561,
                                0.01262584, -0.01245468, 0.03544362, -0.02593561,
0.02950226),nrow=5,ncol=5,byrow = TRUE))
  colnames(Sigma) <- rownames(Sigma) <- lh_parms
  mu <- c(4.073597, -1.679405, 2.755630, -1.129839, 3.439282)
  names(mu) <- lh_parms
  lh_n <- mvrnorm(1,mu=mu,Sigma=Sigma)

  Linf = exp(lh_n["Loo"])
  K = exp(lh_n["K"])
  Lm = exp(lh_n["Lm"])
  M = exp(lh_n["M"])
  #A = ceiling(exp(lh_n["tmax"]))
}
age <- seq(1,A,1)
lenclasses <- seq(Llo,Lup,d1)
midl <- lenclasses+(d1/2)
l1 <- lenclasses
l2 <- lenclasses+d1
#vbgf
lt <- Linf*(1-exp(-K*(age - t0)))
wt <- arlp*lt^brlp
wl <- arlp*midl^brlp
pm <- (1+exp(-(lt-Lm)/dm))^-1
pml <- (1+exp(-(midl-Lm)/dm))^-1
#alk: probability of being in a length bin given age
sdl <- lt*cvl
alk <- matrix(NA,A,length(lenclasses))
#p1 <- pnorm(L2,lt,sdl)-pnorm(L1,lt,sdl)
for(j in 1:A){
  for(l in 1:length(lenclasses))
  {
    alk[j,l]=pnorm(l2[l],lt[j],sdl[j])-pnorm(l1[l],lt[j],sdl[j])
  }
  if(sum(alk[j,])!=0){alk[j,] <- -alk[j,]/sum(alk[j,])}
}
lh_out <- NULL
lh_out$Linf <- Linf
lh_out$K <- K
lh_out$t0 <- t0

```

```

lh_out$M <- M
lh_out$A <- A
lh_out$arlp <- arlp
lh_out$brlp <- brlp
lh_out$age <- age
lh_out$Lm <- Lm
lh_out$dm <- dm
lh_out$tspw <- tspw
lh_out$lt <- lt
lh_out$wt <- wt
lh_out$wl <- wl
lh_out$pm <- pm
lh_out$pml <- pml
lh_out$midl <- midl
lh_out$lenclasses <- lenclasses
lh_out$alk <- alk
return(lh_out)
}

```

8.1.3 Relación stock-recluta

```

crea_srr_brama_list <- function(
  logRo = 5,
  rlow = 5,
  rmax = 5.5,
  h = 0.734,
  sdr = 0.4,
  rho = 0.47,
  lh,
  fixed = TRUE
){
  spr <- spro(lh)
  if(fixed==FALSE){
    logRo <- runif(n = 1,min = rlow,max = rmax)
    h <- rbeta(n = 1,shape1 = 12,shape2 = 3)
  }
  Ro <- exp(logRo)
  So <- spr*Ro
  alpha <- (1-h)/(4*h)*(So/Ro)
  beta <- (5*h-1)/(4*h*Ro)
  srr_out <- NULL
  srr_out$Ro <- Ro
  srr_out$So <- So
  srr_out$spr <- spr
  srr_out$sigmar <- sdr
  srr_out$alpha <- alpha
  srr_out$beta <- beta
  srr_out$h <- h
  srr_out$rho <- rho
  return(srr_out)
}

```

```

spro <- function(lh){
  with(lh,{
    npr <- rep(NA,A)
    npr[1] <- 1
    for(j in 1:(A-1)){npr[j+1] <- npr[j]*exp(-M)}
    spr <- sum(wt*pm*npr*exp(-M*tspw))
    return(spr)}
  )
}

```

Simulación modelo de pesca

Mortalidad por pesca y selectividad

```

crea_fishing_brama_list <- function(lh=lh,af=-3.568,bf=0.162,sigf=0.65,
dyr=2017,pf=c(0.08279,0.52687,0.384),seed=NULL){
  #Selectividad
  nfl=3
  #L50 <- rep(NA,nfl)
  #delta <- rep(NA,nfl)
  #delta2 <- rep(NA,nfl)
  #fleet 1=trawl (arrastre), 2=hook and line (espinel), 3=mesh (enmalle)
  l50 <- c(46.597,43.3,49)
  delta <- c(5.851,3.771,3.871)
  delta2 <- c(4.0353,3.572,2.908)
  with(lh,{
    sel_l <- matrix(nrow=nfl,ncol=length(lenclases))
    sel_a <- matrix(nrow=nfl,ncol=A)
    for(k in 1:nfl){
      sel_l[k,] <- exp(-0.5*((midl-150[k])/delta[k])^2)
      for(l in 1:length(lenclases)){
        if(lenclases[l] >= 150[k]){
          sel_l[k,l] <- exp(-0.5*((midl[l]-150[k])/delta2[k])^2)
        }
      }
    }
  })
  sel_a <- sel_l%%t(alk)
  sel_a <- sel_a/max(sel_a)
  sel_tot <- sel_a[1,]*pf[1]+sel_a[2,]*pf[2]+sel_a[3,]*pf[3]
  sel_tot <- sel_tot/max(sel_tot)

  #Mortalidad
  endyr <- endyr
  styr <- 1994
  yrs <- seq(styr,endyr,1)
  nyr <- length(yrs)
  fdevs <- rnorm(nyr,0,sigf)
  fmort <- exp(af+bf*c(1:nyr))*exp(fdevs)
}

```

```

#list
fy_out <- NULL
fy_out$styr <- styr
fy_out$endyr <- endyr
fy_out$nyr <- nyr
fy_out$yrs <- yrs
fy_out$fmort <- fmort
fy_out$nf1 <- nf1
fy_out$pf <- pf
fy_out$sel_a <- sel_a
fy_out$sel_tot <- sel_tot
fy_out$sel_l <- sel_l
return(fy_out)
})
}

```

8.1.4 Simulador de dinámica poblacional

Simulador poblacional en la fase histórica

```

sim_pop_brama <- function(params_brama,sd_cpue=0.2,seed=NULL){
  with(params_brama,{
    set.seed(seed)
    # Recruitment dynamics
    # recruitment deviations
    epsilon_rt <- rnorm(n = nyr, mean = -(sigmar ^ 2) / 2,sd = sigmar)
    # autocorrelation
    epsilon_rt_ar <- rep(NA,length(epsilon_rt))
    epsilon_rt_ar[1] <- epsilon_rt[1]
    for(i in 2:length(epsilon_rt)){
      epsilon_rt_ar[i] <- epsilon_rt_ar[i-1]*rho + sqrt(1 - rho ^2) * eps
    }
    # Data objects
    natage <- sel_anual <- ftot_edad_sim <- matrix(0, nrow = nyr, ncol =
A)
    natlen <- matrix(0, nrow = nyr, ncol = length(lenclasses))
    Bv <- matrix(0, nrow = nf1, ncol = nyr)
    SSB <- Btot <- Ntot <- Bvul <- fanual <- numeric(nyr)
    fatage <- array(0,dim=c(nyr,A,nf1))
    kb2 <- numeric()
    natage[1,1] <- Ro
    for(j in 1:(A-1)){natage[1,j+1] = natage[1,j] * exp(-M)}
    SSB[1] <- sum(wt * pm * natage[1,] * exp(-M * tspw))
    Btot[1] <- sum(wt * natage[1,])
    Ntot[1] <- sum(natage[1,])
    #Mortality
    for(k in 1:nf1){fatage[1,,k] <- pf[k] * fmort[1] * sel_a[k,]}
    # projection year 2+

```

```

for(i in 2:nyr){
  natage[i,1] <- SSB[i-1]/( alpha + beta * SSB[i-1] ) * exp(epsilon_r
t_ar[i])
  Btot[i]      <- wt[1]*natage[i,1]
  Ntot[i]      <- natage[i,1]
  for(j in 2:A){
    natage[i,j] <- natage[i-1,j-1]*exp(-(fatage[i-1,j-1,1] + fatage[i
-1,j-1,2] + fatage[i-1,j-1,3] + M))
    Btot[i] <- Btot[i] + wt[j] * natage[i,j]
    Ntot[i] <- Ntot[i] + natage[i,j]
  }
  #sk <- (Bvul[i]-obs_captura[i])/Bvul[i]
  #kb <- Bvul[i]-sk*Bvul[i]
  #kb2[i] <- kb
  #fmort[i] <- do_newton_raphson(kb=kb,Bv=Bvul[i])
  #fatage[i,] <- fmort[i]*sel
  for(k in 1:nfl){fatage[i,,k] <- pf[k] * fmort[i] * sel_a[k,]}
  for(j in 2:A){
    SSB[i] <- SSB[i] + wt[j] * pm[j] * natage[i,j] * exp(-(fatage[i,j
,1]+fatage[i,j,2]+fatage[i,j,3] + M)*tspw)
  }
}

for(i in 1:nyr){
  ftot_edad_sim[i,] <- fatage[i,,1]+fatage[i,,2]+fatage[i,,3]
}
for(i in 1:nyr){
  fanual[i] <- max(ftot_edad_sim[i,])
  sel_anual[i,] <- ftot_edad_sim[i,]/fanual[i]
}

## Numero a la talla
natlen <- natage %**% alk
catage <- array(0,dim=c(nyr,A,nfl))
# Captura en numero a la edad por flota
for(k in 1:nfl){
  catage[,,k] <- fatage[,,k] * natage * (1 - exp( - (fatage[,,1] + fa
tage[,,2] + fatage[,,3] + M))) / ( fatage[,,1] + fatage[,,2] + fatage[,,3
] + M)
}
#captura total en peso
ctot <- numeric(nyr)
cfl <- matrix(0,nrow=nfl,ncol = nyr)
for(i in 1:nyr){
  ctot[i]<-0
  for(j in 1:A){
    ctot[i] <- ctot[i]+sum(catage[i,j,])*wt[j]
  }
}
#captura por flota

```

```

for(k in 1:nfl){
  for(i in 1:nyr){
    for(j in 1:A){
      cfl[k,i] <- cfl[k,i]+catage[i,j,k]*wt[j]
    }
  }
}

#captura a la talla por flota
catlen <- array(0,dim=c(nyr,length(lenclasses),nfl))
for(k in 1:nfl){
  catlen[, ,k] <- catage[, ,k]%%alk
}
# Indices de abundancia
#set.seed(666)
epsilon_cpue <- matrix(0,nrow=nfl,ncol=nyr)
#epsilon_cpue <- exp(rnorm(nyr,0,sd_obs))
#for(k in 1:nfl){
# epsilon_cpue[k,] = exp(rnorm(n = nyr, mean = - (sd_cpue ^2)/2, sd
= sd_cpue))
#}
# CPUE
q_cpue <- c(0.05,0.01,0.03)
cpue <- matrix(0,nrow=nfl,ncol=nyr)
Bv <- matrix(0,nrow=nfl,ncol=nyr)
for(k in 1:nfl){
  epsilon_cpue[k,] = exp(rnorm(n = nyr, - (sd_cpue ^2)/2, sd = sd_cpu
e))
  for(i in 1:nyr){
    Bv[k,i]=0
    for(j in 1:length(age)){
      Bv[k,i]=Bv[k,i] + sel_a[k,j]*wt[j]*natage[i,j]*exp(-(fatage[i,j
,1]+fatage[i,j,2]+fatage[i,j,3]+M)*0.5)
    }
    cpue[k,i]=q_cpue[k]*Bv[k,i]*exp(epsilon_cpue[k,i])
  }
}
prop_c_talla <- array(0,dim=c(nyr,length(lenclasses),nfl))
for(k in 1:nfl){
  for(i in 1:nyr){
    prop_c_talla[i, ,k] = catlen[i, ,k]/sum(catlen[i, ,k])
  }
}
for(i in 1:nyr){
  Bvul[i] <- sum(sel_anual[i,]*wt*natage[i,]*exp(-(ftot_edad_sim[i,]+
M)/2))
}
# Talla media
prop_n_talla <- matrix(0,nrow=nyr,ncol=length(lenclasses))
for(i in 1:nyr){

```

```

    prop_n_talla[i,]=natlen[i,]/sum(natlen[i,])
  }
  Lpop <- prop_n_talla%%midl
  Lc1  <- prop_c_talla[,1]%%midl
  Lc2  <- prop_c_talla[,2]%%midl
  Lc3  <- prop_c_talla[,3]%%midl

  pop_out <- NULL
  pop_out$SSB <- SSB
  pop_out$Btot <- Btot
  pop_out$Bvul <- Bvul
  pop_out$fmort <- fanual
  pop_out$Rt <- natage[,1]
  pop_out$St <- SSB[nyr]/So
  pop_out$So <- So
  pop_out$fn <- fmort[nyr]
  pop_out$ctot <- ctot
  pop_out$alpha <- alpha
  pop_out$beta <- beta
  pop_out$h <- h
  pop_out$nlstyr <- natage[nyr,]
  pop_out$sp <- exp(-( M + fatage[nyr,,1] + fatage[nyr,,2] + fatage[nyr,,3] ))
  pop_out$Lpop <- Lpop
  pop_out$Lc1 <- Lc1
  pop_out$Lc2 <- Lc2
  pop_out$Lc3 <- Lc3
  return(pop_out)
})
}

```

8.1.5 Otras rutinas de ayuda

```

equil_natage <- function(age,M,Fmort,sel_a,Ro){
  equil_n <- rep(NA,length(age))
  equil_n[1] <- Ro
  nfl <- nrow(sel_a)
  equil_f <- matrix(NA,nrow=nfl,ncol=length(age))
  for(i in 1:nfl){
    equil_f[i,] <- sel_a[i,]*Fmort
  }
  ftot <- colSums(equil_f)

  for(j in 2:length(age)){
    equil_n[j] <- equil_n[j-1]*exp(-(M + ftot[j-1]))
    #if(j<length(ages))
    #if(j==length(ages)) n_1[j] <- n_1[j-1]*exp(-(M+ftot[j-1]))/(1-exp(-(M+ftot[j])))
  }
  return(equil_n)
}

```

```

}

equil_msy <- function(Fmort,age,M,Ro,wt,sel_a,pm,tspw){
  equil_n <- equil_natage(age=age,M=M,Fmort=Fmort,Ro=Ro,sel_a=sel_a)
  nfl <- nrow(sel_a)
  equil_f <- matrix(NA,nrow=nfl,ncol=length(age))
  for(i in 1:nfl){
    equil_f[i,] <- sel_a[i,]*Fmort
  }
  ftotal <- colSums(equil_f)
  ypr <- sum(ftotal*wt*equil_n*(1-exp(-(M + ftotal))))/(M + ftotal)
  spr <- sum(wt*pm*equil_n*exp(-(M+ftotal)*tspw))
  list(msy=ypr,Bmsy=spr)
}

```

8.1.6 Prepara las simulaciones poblacionales

```

# PREPARA SIMULACIONES
nmod = 10
nsims = 30
nyr <- fd$nyr
yrs <- fd$yrs
age <- lh$age
lenclases <- lh$lenclases
#####
## Arreglos data modelo operativo
#####
SSB.mop <- Bt.mop <- Rt.mop <- Bv.mop <- Fyr.mop <- Lpop.mop <- matrix(ncol=nyr,nrow=nsims)
Ct.mop <- cpue.mop <- Lc1.mop <- Lc2.mop <- Lc3.mop <- matrix(ncol=nyr,nrow=nsims)
So.mop <- St.mop <- Fn.mop <- numeric(nsims)
pcyr1 <- matrix(ncol=length(lenclases),nrow=nsims)
pcyrn <- matrix(ncol=length(lenclases),nrow=nsims)
alpha.mop <- beta.mop <- numeric(nsims)
sp.mop <- nlastyr <- matrix(nrow = nsims,ncol=length(age))
# Arreglos inter-simulacion
SBop <- BTop <- RTop <- CTop <- FTop <- BVop <- array(0,c(nsims,nyr,nmod)
)
spop <- nlyrop <- array(0,c(nsims,length(age),nmod))
#Depletion Unexploited SSB Fish.Mort Alpha Beta Steepness
Stop <- Soop <- Fnop <- alphaop <- betaop <- hop <- matrix(nrow = nsims,ncol = nmod)

for(iter in 1:nmod){
  lh <- crea_lh_brama_list(fixed = TRUE)
  sr <- crea_srr_brama_list(lh=lh,fixed = FALSE)
  fd <- crea_fishing_brama_list(lh=lh)
  parms_brama <- do.call(c,list(lh,sr,fd))
  for(sim in 1:nsims){

```



```

pop <- sim_pop_brama(params_brama=params_brama)
SBop[sim,,iter] <- pop$SSB
BTop[sim,,iter] <- pop$Btot
RTop[sim,,iter] <- pop$Rt
BVop[sim,,iter] <- pop$Bvul
FTop[sim,,iter] <- pop$fmort
CTop[sim,,iter] <- pop$ctot
spop[sim,,iter] <- pop$sp
nlyrop[sim,,iter] <- pop$nlastyr
Stop[sim,iter] <- pop$St
Soop[sim,iter] <- pop$So
Fnop[sim,iter] <- pop$fn
alphaop[sim,iter] <- pop$alpha
betaop[sim,iter] <- pop$beta
hop[sim,iter] <- pop$h
}
}

```

8.1.7 Simulación única de dinámica poblacional

```

lh <- crea_lh_brama_list(fixed = TRUE)
sr <- crea_srr_brama_list(lh=lh, fixed = TRUE)
fd <- crea_fishing_brama_list(lh=lh)
params_brama <- do.call(c, list(lh, sr, fd))
tmp_pop <- sim_pop_brama(params_brama)

plot(yrs, tmp_pop$SSB/1000, ylab="Biomasa desovante (miles de t)", xlab="Años", las=1, ty="l", ylim=c(0,150))
plot(yrs, tmp_pop$Rt, ylab="Reclutamiento (millones)", xlab="Años", las=1, ty="l", ylim=c(0,500))

plot(yrs, tmp_pop$Lc1, ylab="Talla promedio (cm)", xlab="Años", las=1, ty="b", ylim=c(30,50), pch=1, cex=0.6)
points(yrs, tmp_pop$Lc2, pch=19)
points(yrs, tmp_pop$Lc3, pch=17, col="grey30")
abline(h=lh$Lm, lty=2)
legend("bottomright", c("Arrastre", "Espinel", "Enmalle"), pch=c(1,19,17), col=c("black", "black", "grey30"), cex=0.6)

plot(yrs, tmp_pop$fmort, ty="l", pch=19, las=1, ylab="Mortalidad por pesca anual", xlab="Años")

```

Ciclo cerrado de simulación-estimación

Se muestra la codificación básica, sin considerar escenarios de subreporte

```

# Dimension matrices
nyrs <- nyr
endyr <- yr[nyrs]
A <- params_brama$A

```

```

nfl <- parms_brama$nfl
#numero de estrategias a evaluar (=5)
nstr <- 5
nproy <- 20
nmod <- 10
#nsims corresponde a las simulaciones que provienen de la fase de condi
onamiento
ssb_fut=yt_fut=fmort_fut=b_fut=r_fut=bvul_fut=array(NA,c(nstr,nsims,nproy
,nmod))
yarr_fut=yesp_fut=yenm_fut=array(NA,c(nstr,nsims,nproy,nmod))
eps_rt_fut=array(NA,c(nstr,nsim,nproy))
bvul <- numeric(nfl)
y_fut <-numeric(nfl)
ft <- numeric(nfl)
catage_fut <- matrix(nrow=nfl,ncol=A)
#arreglos para guardar valores eficacia del estimador
mopBT = mopSSB = array(NA,c(nstr,nsims,nproy,nmod))
mopBv = mopFT = mopSo = array(NA,c(nstr,nsims,nproy,nmod))
#Valores de estado del estimador
estBT= estFT = array(NA,c(nstr,nsims,nproy,nmod))
estr = estK = estMSY = estDep =array(NA,c(nstr,nsims,nproy,nmod))

sig_r <- parms_brama$sigmar
rho <- parms_brama$rho
sel <- parms_brama$sel_a
wt <- parms_brama$wt
pm <- parms_brama$pm
tspw <- parms_brama$tspw
M <- parms_brama$M

for(itr in 1:nmod){
for(ll in 1:nstr){
eps_rt_fut=rnorm(n = nproy,mean= - (sig_r)^2 / 2,sd = sig_r)
eps_rt_fut_ar = rep(NA,length(eps_rt_fut))
eps_rt_fut_ar[1] <- eps_rt_fut[1]
for(i in 2:length(eps_rt_fut)){
eps_rt_fut_ar[i] <- eps_rt_fut_ar[i-1]*rho + sqrt(1 - rho ^2) * eps_r
t_fut[i]
}

for(nn in 1:nsims){
Np = nlyrop[nn,,itr]
Sp <- spop[nn,,itr]
alpha_sr <- alphaop[nn,itr]
beta_sr <- betaop[nn,itr]
C=c(1186,3930,5585,5998,6332,6830,8160,15156,4430,2647,3795,12761,264
2,3896,6210,15199,16977,28814,23214,11903,35994,34421,27641,25295)
Cbakup=C

```

```

yr=c(1994:2017)
yrbakup=yr
source('~/.03Proyectos/07FIPA/FIP2018-25/MPEE/Op/OCOM_IFOP.R', encoding
g = 'UTF-8')
for(z in 1:nproy){
  CBA <- ct[,riesgo]
  yt_fut[ll,nn,z,itr] <- CBA[ll]*0.99 #informacion perfecta
  yarr_fut[ll,nn,z,itr] <- yt_fut[ll,nn,z,itr]*pr[1]
  yesp_fut[ll,nn,z,itr] <- yt_fut[ll,nn,z,itr]*pr[2]
  yenm_fut[ll,nn,z,itr] <- yt_fut[ll,nn,z,itr]*pr[3]
  #sobrevivencia
  if(z==1){
    #eps_rt_fut[z]<- rnorm(1,0,sd.r)*rho
    for(j in 2:A){Np[j]=Np[j-1]*Sp[j-1]}
    Np[1] <- SBop[nn,nyrs,itr]/(alpha_sr+beta_sr*SBop[nn,nyrs,itr])
    r_fut[ll,nn,z,itr]=Np[1] #reclutamiento
    b_fut[ll,nn,z,itr]=sum(wt*Np) #biomasa total futura
    #Biomasa Vulnerable por flota
    for(k in 1:3){
      bvul[k]=sum(sel[k,]*wt*Np)
      if(k==1){
        if(yarr_fut[ll,nn,z,itr]!=0){
          y_fut[k] <- yarr_fut[ll,nn,z,itr]
        }
      }
      if(k==2){
        if(yesp_fut[ll,nn,z,itr]!=0){
          y_fut[k] <- yesp_fut[ll,nn,z,itr]
        }
      }
      if(k==3){
        if(yenm_fut[ll,nn,z,itr]!=0){
          y_fut[k] <- yenm_fut[ll,nn,z,itr]
        }
      }
    }
  }

  for(k in 1:3){
    if(y_fut[k]!=0){
      sk <- (bvul[k]-y_fut[k])/bvul[k]
      kb <- bvul[k]-sk*bvul[k]
      ft[k] <- do_newton_raphson(kb=kb,Bv=bvul[k])
    }else{
      ft[k]=0}
    }
  fp_at_age <- sel[1,] * ft[1] + sel[2,] * ft[2] + sel[3,] * ft[3]
  fmort_fut[ll,nn,z,itr] <- max(fp_at_age)
  if(fmort_fut[ll,nn,z,itr]!=0){
    sel_y <- fp_at_age/fmort_fut[ll,nn,z,itr]
  }
}

```

```

    }else{sel_y=sel[1,]*pr[1]+sel[2,]*pr[2]+sel[3,]*pr[3]}
#sel_y <- fp_at_age/fmort_fut[ll,nn,z,itr]
zmort_fut <- fp_at_age + M
Sp <- exp(-zmort_fut)
ssb_fut[ll,nn,z,itr] <- sum(wt*pm*Np*exp(-zmort_fut*tspw))
#actualiza Bvuln
bvul_fut[ll,nn,z,itr] <- sum(sel_y*wt*Np*exp(-zmort_fut*0.5))
#calcula captura realizada por flota
for(k in 1:3){
  for(j in 1:A){
    catage_fut[k,j] <- sel[k,j]*ft[k]*Np[j]*(1-exp(-zmort_fut[j])
)/zmort_fut[j]
  }
}
#Corre OCOM
#1) actualiza la serie de capturas
C <- c(C,yt_fut[ll,nn,z,itr])
upk <- endyr+1
yr <- c(yr,upk)
source('~/\03Proyectos/\07FIPA/FIP2018-25/MPEE/Op/OCOM_IFOP.R', enc
oding = 'UTF-8')
#cierra año 1
#Aqui se guarda las variables de estado para evaluar el desempeño
del estimador
# Valores del simulador
mopBT[ll,nn,z,itr] <- b_fut[ll,nn,z,itr]
mopSSB[ll,nn,z,itr] <- ssb_fut[ll,nn,z,itr]
mopBv[ll,nn,z,itr] <- bvul_fut[ll,nn,z,itr]
mopFT[ll,nn,z,itr] <- fmort_fut[ll,nn,z,itr]
mopSo[ll,nn,z,itr] <- Soop[nn,itr]
#Valores de estado del estimador
estBT[ll,nn,z,itr] <- as.numeric(quantile(BT[1,,2],probs=c(0.5)),
n)
estFT[ll,nn,z,itr] <- as.numeric(quantile(FT[1,,2],probs=c(0.5)),
n)
estr[ll,nn,z,itr] <- tabla[3,2]
estK[ll,nn,z,itr] <- tabla[3,1]
estMSY[ll,nn,z,itr] <- tabla[3,3]
estDep[ll,nn,z,itr] <- tabla[3,5]
}
if(z>1){
#eps_rt_fut[z]<- rnorm(1,0,sd.r)*rho
for(j in 2:A){Np[j]=Np[j-1]*Sp[j-1]}
Np[1] <- ssb_fut[ll,nn,z-1,itr]/(alpha_sr+beta_sr*ssb_fut[ll,nn,z
-1,itr])
r_fut[ll,nn,z,itr]=Np[1]
b_fut[ll,nn,z,itr]=sum(wt*Np) #biomasa total futura
#Biomasa Vulnerable por flota
for(k in 1:3){
  bvul[k]=sum(sel[k,]*wt*Np)

```

```

    if(k==1){
      if(yarr_fut[ll,nn,z,itr]!=0){
        y_fut[k] <- yarr_fut[ll,nn,z,itr]
      }
    }
    if(k==2){
      if(yesp_fut[ll,nn,z,itr]!=0){
        y_fut[k] <- yesp_fut[ll,nn,z,itr]
      }
    }
    if(k==3){
      if(yenm_fut[ll,nn,z,itr]!=0){
        y_fut[k] <- yenm_fut[ll,nn,z,itr]
      }
    }
  }

for(k in 1:3){
  if(y_fut[k]!=0){
    sk <- (bvul[k]-y_fut[k])/bvul[k]
    kb <- bvul[k]-sk*bvul[k]
    ft[k] <- do_newton_raphson(kb=kb,Bv=bvul[k])
  }else{
    ft[k]=0}
}
fp_at_age <- sel[1,]*ft[1]+sel[2,]*ft[2]+sel[3,]*ft[3]
fmort_fut[ll,nn,z,itr] <- max(fp_at_age)
if(fmort_fut[ll,nn,z,itr]!=0){
  sel_y <- fp_at_age/fmort_fut[ll,nn,z,itr]
}else{sel_y=sel[1,]*pr[1]+sel[2,]*pr[2]+sel[3,]*pr[3]}
zmort_fut <- fp_at_age + M
Sp <- exp(-zmort_fut)
ssb_fut[ll,nn,z,itr] <- sum(wt*pm*Np*exp(-zmort_fut*tspw))
#actualiza Bvuln
  bvul_fut[ll,nn,z,itr] <- sum(sel_y*wt*Np*exp(-zmort_fut*0.5))
#calcula captura realizada por flota
for(k in 1:3){
  for(j in 1:A){
    catage_fut[k,j] <- sel[k,j]*ft[k]*Np[j]*(1-exp(-zmort_fut[j]
)/zmort_fut[j])
  }
}
#Corre OCOM
#1) actualiza la serie de capturas
C <- c(C,yt_fut[ll,nn,z,itr])
upk <- upk +1
yr <- c(yr,upk)
source('~/.03Proyectos/07FIPA/FIP2018-25/MPEE/Op/OCOM_IFOP.R', enc
oding = 'UTF-8')
#Aqui se guarda las variables de estado para evaluar el desempeño

```

```

del estimador
  # Valores del simulador
  mopBT[ll,nn,z,itr] <- b_fut[ll,nn,z,itr]
  mopSSB[ll,nn,z,itr] <- ssb_fut[ll,nn,z,itr]
  mopBv[ll,nn,z,itr] <- bvul_fut[ll,nn,z,itr]
  mopFT[ll,nn,z,itr] <- fmort_fut[ll,nn,z,itr]
  mopSo[ll,nn,z,itr] <- Soop[nn,itr]
  #Valores de estado del estimador
  estBT[ll,nn,z,itr] <- as.numeric(quantile(BT[1,,2],probs=c(0.5))
,n)
  estFT[ll,nn,z,itr] <- as.numeric(quantile(FT[1,,2],probs=c(0.5))
,n)
  estr[ll,nn,z,itr] <- tabla[3,2]
  estK[ll,nn,z,itr] <- tabla[3,1]
  estMSY[ll,nn,z,itr] <- tabla[3,3]
  estDep[ll,nn,z,itr] <- tabla[3,5]
}
} #fin ciclo años z

} #fin ciclo de simulaciones
} #fin ciclo de estrategias
} #fin ciclo modelos alternativos

```

8.1.8 Evalua la eficacia de OCOM

```

nstr = 5
nmod = 10
#arreglos para guardar valores eficacia del estimador
opBv = opFT = opSo = opBT = array(NA,c(nsims,nyrs,nmod))
#Valores de estado del estimador
estBT= estFT = array(NA,c(nsims,nyrs,nmod))
estr = estK = estMSY = estDep =array(NA,c(nsims,nmod))
yr <- c(1994:2017)
for(itr in 1:nmod){
  for(nn in 1:nsims){
    C <- CTop[nn,,itr]
    yr <- yr
    source('~/.../OCOM_IFOP_SoloEvalHist.R', encoding = 'UTF-8')
    # Valores del simulador
    opBT[nn,,itr] <- BTop[nn,,itr]
    opBv[nn,,itr] <- BVop[nn,,itr]
    opFT[nn,,itr] <- FTop[nn,,itr]
    #Valores de estado del estimador
    estBT[nn,,itr] <- Bioma[3,]
    estFT[nn,,itr] <- C/Bioma[3,]
    estr[nn,itr] <- tabla[3,2]
    estK[nn,itr] <- tabla[3,1]
    estMSY[nn,itr] <- tabla[3,3]
    estDep[nn,itr] <- tabla[3,5]
  } #
} #

```

8.1.9 Funciones gráficas

```
plot_simpop_ts <- function(plot_name="Fig01_test",data=SBop,x_label="T",y_label="Biomasa desovante",syrs=1994,yscaler=1,ymin=0,x_bin=50,y_bin=50){
  require(ggplot2)

  quant <- function(x){quantile(x,c(0.1,0.5,0.9),na.rm=TRUE)}

  db <- NULL
  #models <- c("M01", "M02", "M03", "M04", "M05", "M06", "M07", "M08", "M09", "M10")
  ")

  nsim = dim(data)[1]
  nyrs = dim(data)[2]
  nmod = dim(data)[3]
  models <- factor(seq(1,nmod,1))

  for(iter in 1:nmod){
    tmp_db <- cbind(mod = data[, ,iter])/yscaler
    tmp_db <- t(apply(t(tmp_db),1,quantile,c(0.1,0.5,0.9),na.rm=TRUE))
    db <- rbind(db,tmp_db)
  }

  mod <- rep(1:nmod,each=nyrs)
  iyrs <- rep(c(syrs:((syrs+nyrs)-1)),nmod)
  colnames(db) <- c("Li", "Mediana", "Ls")
  db_mod <- cbind(as.data.frame(db),Year=iyrs,Modelo=models[mod])
  df <- db_mod

  p <- ggplot(data=df,aes(x=Year,y=Mediana,group=Modelo))+
    geom_ribbon(aes(ymin = Li, ymax = Ls),fill="grey")+
    geom_line()+
    facet_wrap(~Modelo,ncol=5)+
    scale_y_continuous(name=y_label, breaks=seq(ymin,max(df$Ls,na.rm=T),
by=y_bin), limits=c(ymin,max(df$Ls,na.rm=T)))+
    mi.tema()

  print(p)
}

mi.tema <- function (base_size = 14, base_family = "")
{
  theme_grey(base_size = base_size, base_family = base_family) %+replace%
  theme(axis.title.x = element_text(margin = margin(10,0,0,0)),
    #axis.title.x = element_text(vjust = -1.5),
    #axis.title.y = element_text(margin = margin(0,20,0,0)),
    #axis.title.y = element_text(vjust = -0.1),
    axis.text = element_text(size = rel(0.8)),
    # axis.text.y= element_text(angle = 0, hjust=0.5, size=12),
    #axis.text.x =element_text(angle = 90),
```

```

#
axis.ticks = element_line(colour = "black"),
legend.key = element_rect(colour = "grey80"),
panel.background = element_rect(fill = "white", colour = NA),
panel.border = element_rect(fill = NA, colour = "grey50"),
panel.grid.major = element_line(colour = "grey90", size = 0.2),
panel.grid.minor = element_line(colour = "grey98", size = 0.5),
strip.background = element_rect(fill = "grey80", colour = "grey
50", size = 0.2))
}

plot_pr_estatus <- function(data=Indicador,nmod=1,syrs=2018){

  A <- data.frame(data[1,,nmod])
  A <- na.omit(A)
  B <- data.frame(data[2,,nmod])
  B <- na.omit(B)
  C <- data.frame(data[3,,nmod])
  C <- na.omit(C)
  D <- data.frame(data[4,,nmod])
  D <- na.omit(D)
  E <- data.frame(data[5,,nmod])
  E <- na.omit(E)

  nA <- dim(A)[1]
  nB <- dim(B)[1]
  nC <- dim(C)[1]
  nD <- dim(D)[1]
  nE <- dim(E)[1]
  pr_A <- apply(A,2,function(x) sum(x>=0.9,1,0)/nA)
  pr_B <- apply(B,2,function(x) sum(x>=0.9,1,0)/nB)
  pr_C <- apply(C,2,function(x) sum(x>=0.9,1,0)/nC)
  pr_D <- apply(D,2,function(x) sum(x>=0.9,1,0)/nD)
  pr_E <- apply(E,2,function(x) sum(x>=0.9,1,0)/nE)

  pr_all <- rbind(pr_A,pr_B,pr_C,pr_D,pr_E)
  colnames(pr_all)= c(2018:(2018+20-1))
  rownames(pr_all)= c("A","B","C","D","E")
  pr_all <- melt(pr_all)
  colnames(pr_all) <- c("HCR","Year","Pr")
  p1 <- ggplot(data=pr_all,aes(x=Year,y=Pr))+
    geom_line()+facet_wrap(vars(HCR),nrow=1)+
    xlab("")+ylab("Pr(X>0.9)")+
    mi.tema()
  p1
}

```



```
plot_pr_depletion <- function(data=Indicador,nmod=1,syrs=2018){
```

```
  A <- data.frame(data[1,,nmod])
  A <- na.omit(A)
  B <- data.frame(data[2,,nmod])
  B <- na.omit(B)
  C <- data.frame(data[3,,nmod])
  C <- na.omit(C)
  D <- data.frame(data[4,,nmod])
  D <- na.omit(D)
  E <- data.frame(data[5,,nmod])
  E <- na.omit(E)
```

```
  nA <- dim(A)[1]
  nB <- dim(B)[1]
  nC <- dim(C)[1]
  nD <- dim(D)[1]
  nE <- dim(E)[1]
```

```
  pr_A <- apply(A,2,function(x) sum(x<0.5,1,0)/nA)
  pr_B <- apply(B,2,function(x) sum(x<0.5,1,0)/nB)
  pr_C <- apply(C,2,function(x) sum(x<0.5,1,0)/nC)
  pr_D <- apply(D,2,function(x) sum(x<0.5,1,0)/nD)
  pr_E <- apply(E,2,function(x) sum(x<0.5,1,0)/nE)
```

```
  pr_all <- rbind(pr_A,pr_B,pr_C,pr_D,pr_E)
  colnames(pr_all)= c(syrs:(syrs+20-1))
  rownames(pr_all)= c("A", "B", "C", "D", "E")
  pr_all <- melt(pr_all)
  colnames(pr_all) <- c("HCR", "Year", "Pr")
  p1 <- ggplot(data=pr_all,aes(x=Year,y=Pr))+
    geom_line()+facet_wrap(vars(HCR),nrow=1)+
    xlab("")+ylab("Pr(X<0.5)")+
    mi.tema()
  p1
```

```
}
```

```
tabla_pr_estatus <- function(data=Indicador,nmod=1,syrs=2018){
```

```
  A <- data.frame(data[1,,nmod])
  A <- na.omit(A)
  B <- data.frame(data[2,,nmod])
  B <- na.omit(B)
  C <- data.frame(data[3,,nmod])
  C <- na.omit(C)
  D <- data.frame(data[4,,nmod])
```

```

D <- na.omit(D)
E <- data.frame(data[5,,nmod])
E <- na.omit(E)

nA <- dim(A)[1]
nB <- dim(B)[1]
nC <- dim(C)[1]
nD <- dim(D)[1]
nE <- dim(E)[1]

pr_A <- apply(A,2,function(x) sum(x>=0.9,1,0)/nA)
pr_B <- apply(B,2,function(x) sum(x>=0.9,1,0)/nB)
pr_C <- apply(C,2,function(x) sum(x>=0.9,1,0)/nC)
pr_D <- apply(D,2,function(x) sum(x>=0.9,1,0)/nD)
pr_E <- apply(E,2,function(x) sum(x>=0.9,1,0)/nE)

pr_all <- rbind(pr_A,pr_B,pr_C,pr_D,pr_E)
colnames(pr_all)= c(2018:(2018+20-1))
rownames(pr_all)= c("A","B","C","D","E")
return(pr_all)
}

tabla_pr_depletion <- function(data=Indicador,nmod=1,syrs=2018){

A <- data.frame(data[1,,nmod])
A <- na.omit(A)
B <- data.frame(data[2,,nmod])
B <- na.omit(B)
C <- data.frame(data[3,,nmod])
C <- na.omit(C)
D <- data.frame(data[4,,nmod])
D <- na.omit(D)
E <- data.frame(data[5,,nmod])
E <- na.omit(E)

numdt <- dim(data)[2]

pr_A <- apply(A,2,function(x) sum(x<0.5,1,0)/numdt)
pr_B <- apply(B,2,function(x) sum(x<0.5,1,0)/numdt)
pr_C <- apply(C,2,function(x) sum(x<0.5,1,0)/numdt)
pr_D <- apply(D,2,function(x) sum(x<0.5,1,0)/numdt)
pr_E <- apply(E,2,function(x) sum(x<0.5,1,0)/numdt)

pr_all <- rbind(pr_A,pr_B,pr_C,pr_D,pr_E)
colnames(pr_all)= c(2018:(2018+20-1))
rownames(pr_all)= c("A","B","C","D","E")
return(pr_all)
}

```

```

plot_proy_pop_ts <- function(plot_name="Fig01_test",data=mopBT,nmod=1,x_l
abel="T",y_label="Biomasa desovante",syrs=2018,yscaler=1,ymin=0,x_bin=50,
y_bin=50){
  require(ggplot2)

  quant <- function(x){quantile(x,c(0.1,0.5,0.9),na.rm=TRUE)}

  db <- NULL
  nhcr = dim(data)[1]
  nsim = dim(data)[2]
  nyrs = dim(data)[3]
  #namehcr <- for(hcr in 1:nhcr){LETTERS[hcr]}
  for(iter in 1:nhcr){
    tmp_db <- cbind(hcr = data[iter,,nmod])/yscaler
    tmp_db <- t(apply(t(tmp_db),1,quantile,c(0.1,0.5,0.9),na.rm=TRUE))
    db <- rbind(db,tmp_db)
  }

  hcr <- rep(1:nhcr,each=nyrs)
  iyrs <- rep(c(syrs:((syrs+nyrs)-1)),nhcr)
  colnames(db) <- c("Li","Mediana","Ls")
  db_mod <- cbind(as.data.frame(db),Year=iyrs,HCR=LETTERS[hcr])
  df <- db_mod

  p <- ggplot(data=df,aes(x=Year,y=Mediana,group=HCR))+
    geom_ribbon(aes(ymin = Li, ymax = Ls),fill="grey")+
    geom_line()+
    facet_wrap(~HCR,ncol=5)+
    scale_y_continuous(name=y_label, breaks=seq(ymin,max(df$Ls,na.rm=T),
by=y_bin), limits=c(ymin,max(df$Ls,na.rm=T)))+
    mi.tema()

  print(p)
}

avv_cal = function(outcatch = yt_fut,nmod=1, y_label="YY",x_label="T", y
bin=2, max_y=100) {

  outcatch <- outcatch[,,,nmod]
  require(ggplot2)
  require(reshape)

  nT = dim(outcatch)[3]
  avv = function(x){
    nT = length(x)
    sum(abs(x[2:nT]-x[1:(nT-1)]))/sum(x)
  }

  nhrc = dim(outcatch)[1]

```

```

avv_hcr = NULL

for(j in 1:nhrc) {
  tmp= apply(outcatch[j,,],1,avv)
  avv_hcr = rbind(avv_hcr,tmp)
}
rownames(avv_hcr) <- LETTERS[1:nhrc]
# return(t(avv_hcr)*100)
db = t(avv_hcr)*100

## plot
df <- melt(db)
df2 = df[2:3]
# names(df2)

p <- ggplot(data=df2,aes(x=X2,y=value))+geom_boxplot(outlier.shape = NA
)
p = p + theme_bw(10)
p = p + scale_x_discrete(name=x_label )
p = p + scale_y_continuous(name=y_label, breaks=seq(0,max(df2$value,na.rm=T), by=y_bin), limits=c(0,max_y))
p=p+mi.tema()
print(p)
}

p1 = avv_cal(outcatch = yt_fut, nmod=2,max_y=10, x_label="HCR",y_label="Volatilidad Capturas totales (%)")
p2 = avv_cal(outcatch = yenm_fut, max_y=10, x_label="HCR", y_label="Volatilidad Capturas enmalle (%)")
p3 = avv_cal(outcatch = yesp_fut, max_y=10, x_label="HCR", y_label="Volatilidad Capturas espinel (%)")
p4 = avv_cal(outcatch = yarr_fut, max_y=10, x_label="HCR", y_label="Volatilidad Capturas arrastre (%)")

```