

INFORME TECNICO

EVALUACION DEL STOCK DE RECURSOS PELAGICOS PEQUEÑOS DEL ECUADOR.

AÑO 2022

Cristian M. Canales
Viviana Jurado

Guayaquil, julio 2022

1.	RESUMEN EJECUTIVO	3
2.	ANTECEDENTES GENERALES DE LAS PESQUERÍAS DE PEQUEÑOS RECURSOS PELÁGICOS DEL ECUADOR	7
3.	EVALUACIÓN DE STOCK	9
3.1	Unidades poblacionales	9
3.2	Datos e información.....	10
a.	Estadísticas de desembarques.....	10
b.	Información biológico-pesquera.....	11
c.	Índices de abundancia	11
d.	Cruceros acústicos	12
e.	Parámetros Biológicos	12
3.3	Estandarización de las tasas de capturas.....	14
3.4	Modelo de Evaluación de Stock.....	14
3.5.	Puntos Biológicos de Referencia.....	16
3.6	Variabilidad Ambiental y Pesquería.....	18
3	RESULTADOS	20
4.1.	Evaluación de stock	20
4.1.1.	Botella (<i>Auxis</i> spp.)	20
4.1.2.	Chuhueco (<i>Cetengraulis mysticetus</i>)	32
4.1.3.	Macarela (<i>Scomber japonicus</i>)	44
4.1.4.	Picudillo (<i>Decapterus macrosomma</i>).....	56
4.1.5.	Pinchagua (<i>Opisthonema</i> spp.)	67
4.1.6.	Sardina Redonda (<i>Etrumeus teres</i>).....	79
4.2.	Relación ambiente-reclutamientos	91
5.	DISCUSION Y CONCLUSIONES.....	96

1. RESUMEN EJECUTIVO

Se realiza el diagnóstico y evaluación de stock de pelágicos pequeños del Ecuador con información biológica pesquera actualizada al 2021. Los escenarios analizados mostraron que las poblaciones de peces pelágicos pequeños del Ecuador mantienen en general una mejoría, explicada por niveles de biomasa relativa similares a los informados para el año 2020, no obstante, el notable aumento que ha exhibido la mortalidad por pesca respecto de la mortalidad por pesca de referencia (**Figura I**). Esta situación se ha debido principalmente al incremento de las capturas de Picudillo y Macarela, respecto de niveles de biomasa que se encontraban reducidas por debajo de su valor de referencia. Entre el 2017 y el 2021-2022, las poblaciones de pelágicos pequeños duplicaron su biomasa y cuyo indicador relativo B/B_{RMS} incrementó de 0.38 a 0.83 (ideal es igual o mayor a 1.0), mientras el índice de sobrepesca F/F_{RMS} en los últimos años incremento en casi el doble de 1.02 a 1.84 (ideal es menor a 1.0). Se determina el nivel de éxito o el estado de salud en general si la biomasa no cae por debajo del 95% B_{RMS} , así como un nivel de mortalidad por pesca que no excede de un 5% por sobre el criterio F_{RMS} . En tal sentido, el éxito de no caer en sobreexplotación ($B/B_{RMS} > 0.95$) incrementó de 0% el 2017 al 83% el año 2021, mientras que el 50% de las especies analizadas en el 2021 se mantuvieron en proceso de sobrepesca ($F/F_{RMS} > 1.05$). De estas últimas se destacan los recursos Picudillo y Macarela, cuya mortalidad por pesca de referencia fue excedida para el 2021 en 5.2 y 1.8 veces, respectivamente. Los niveles de mortalidad por pesca de estas últimas dos especies se han incrementado y determinan biomasa relativa B/B_{RMS} de 0.17 y 0.55, respectivamente (**Tabla I, Figura I**).

Un análisis de sensibilidad de los resultados a distintas hipótesis de parámetros indica que el diagnóstico poblacional es sensible a los supuestos de crecimiento individual, por lo que se sugiere realizar estudios tendientes a mejorar/precisar el valor de estos parámetros empleados hasta la fecha. Una extensión a los análisis muestra que las tendencias poblacionales podrían igualmente estar determinadas por las condiciones ambientales. La variabilidad de la temperatura superficial del mar (TSM) y Clorofila-a (Clo-a) exhibe para la última década anomalías ligeramente cálidas en la TSM y notablemente negativas en Clo-a, no obstante el incremento en los años 2020-21. Los resultados muestran que los reclutamientos de pelágicos pequeños parecen más relacionados con las fluctuaciones de Clo-a que a la TSM. Al respecto se destaca que las anomalías del reclutamiento de pinchagua aumentan con la TSM, mientras en botella disminuyen con el incremento de Clo-a ($r=0.42$), esto si se considera un desfase de un año entre la variable ambiental y el reclutamiento. Del mismo modo, pero considerando dos años de desfase, los reclutamientos de pinchagua y picudillo se correlacionan positivamente ($r>0.33$) con los aumentos de la Clo-a. Esto último explicaría de manera parcial, el estado que muestra la población de picudillo según antes fuera destacado.

Finalmente, y con el fin de cautelar el nivel y/o recuperación de estas poblaciones, se sugiere manejar los incrementos en el nivel de esfuerzo de pesca por medio de la regla de control propuesta y aprovechar los niveles de productividad de estos recursos, de esta manera asegurar la estabilidad/recuperación en las especies más disminuidas. En este proceso, se debe reforzar la permanente vigilancia de los indicadores poblacionales que realiza el IPIAP por medio del seguimiento de estas pesquerías en el Ecuador.

Tabla I. Cuadro comparativo de los indicadores de diagnóstico de los stocks de pelágicos pequeños del Ecuador 2017-2021. Nivel de éxito es la proporción de especies cuya biomasa es mayor al $95\%B_{rms}$, o niveles de mortalidad por pesca inferiores al 5% por sobre F_{rms} .

	2017		2019		2020		2021	
Especie	B/B_{rms}	F/F_{rms}	B/B_{rms}	F/F_{rms}	B/B_{rms}	F/F_{rms}	B/B_{rms}	F/F_{rms}
Botella	0.28	4.25	1.15	0.69	0.95	2.04	0.99	1.10
Chuhueco	0.43	0.56	0.35	0.95	1.38	0.14	1.28	0.31
Macarela	0.58	1.84	0.73	0.24	0.78	1.03	0.55	2.80
Picudillo	0.15	0.20	0.35	0.76	0.23	2.45	0.17	6.17
Pinchagua	0.80	1.57	1.03	0.38	1.10	0.16	0.98	0.35
Sardina	0.08	0.07	0.68	0.67	0.58	0.27	0.98	0.27
Promedio	0.38	1.42	0.71	0.62	0.83	1.02	0.83	1.84
Prob. éxito	0%	50%	33%	100%	33%	67%	67%	50%

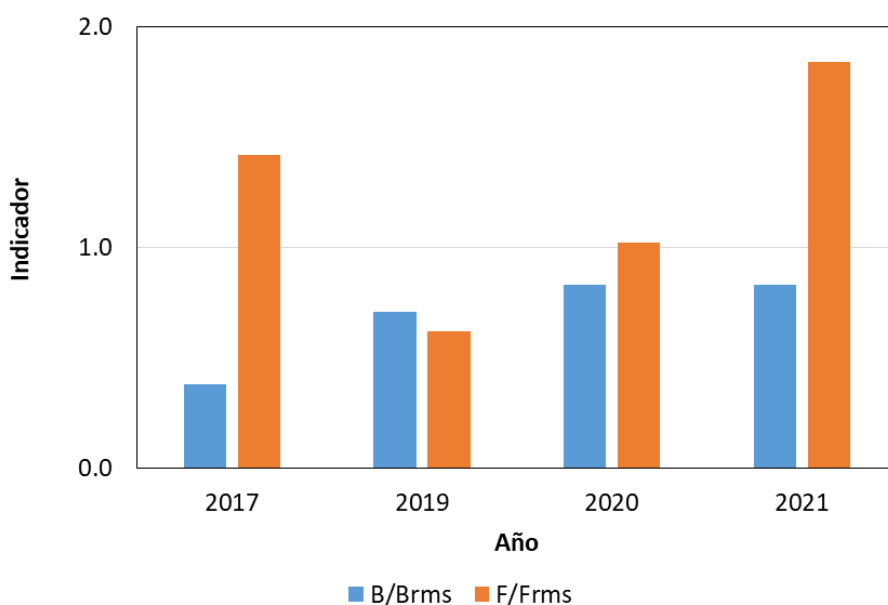


Figura I. Cuadro comparativo de los indicadores de diagnóstico de los stocks de pelágicos pequeños del Ecuador 2017-2021.

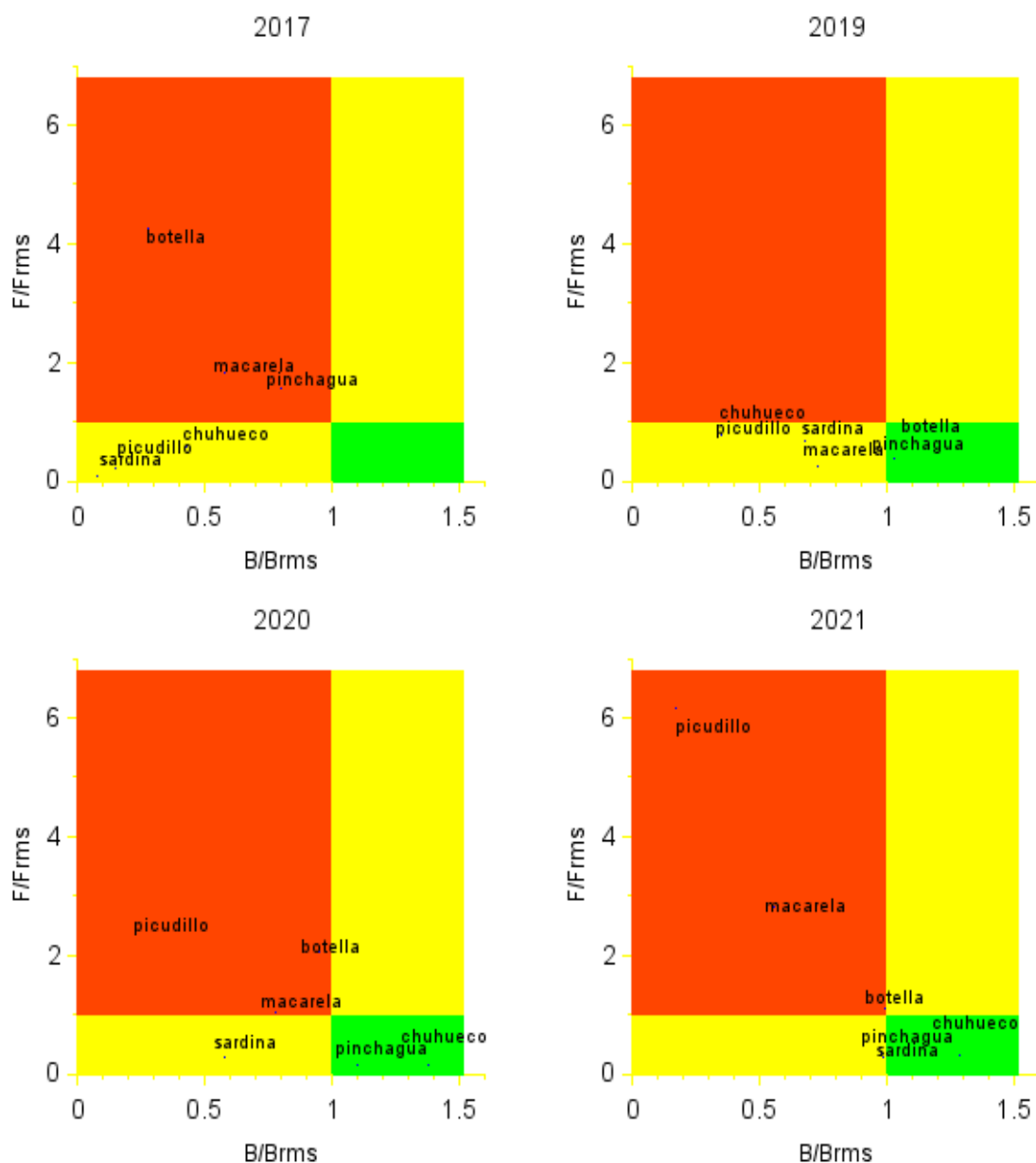


Figura II. Diagrama de Kobe por año para las principales 6 especies de pelágicos pequeños del Ecuador. Se destaca el estado poblacional de las especies de pelágicos pequeños respecto de las variaciones en la biomasa desovante y la mortalidad por pesca relativas al objetivo de manejo RMS. Área naranja: sobrepesca y sobreexplotación. Área amarilla: en proceso de sobrepesca o sobreexplotación, Área verde: Sin sobrepesca ni sobreexplotación

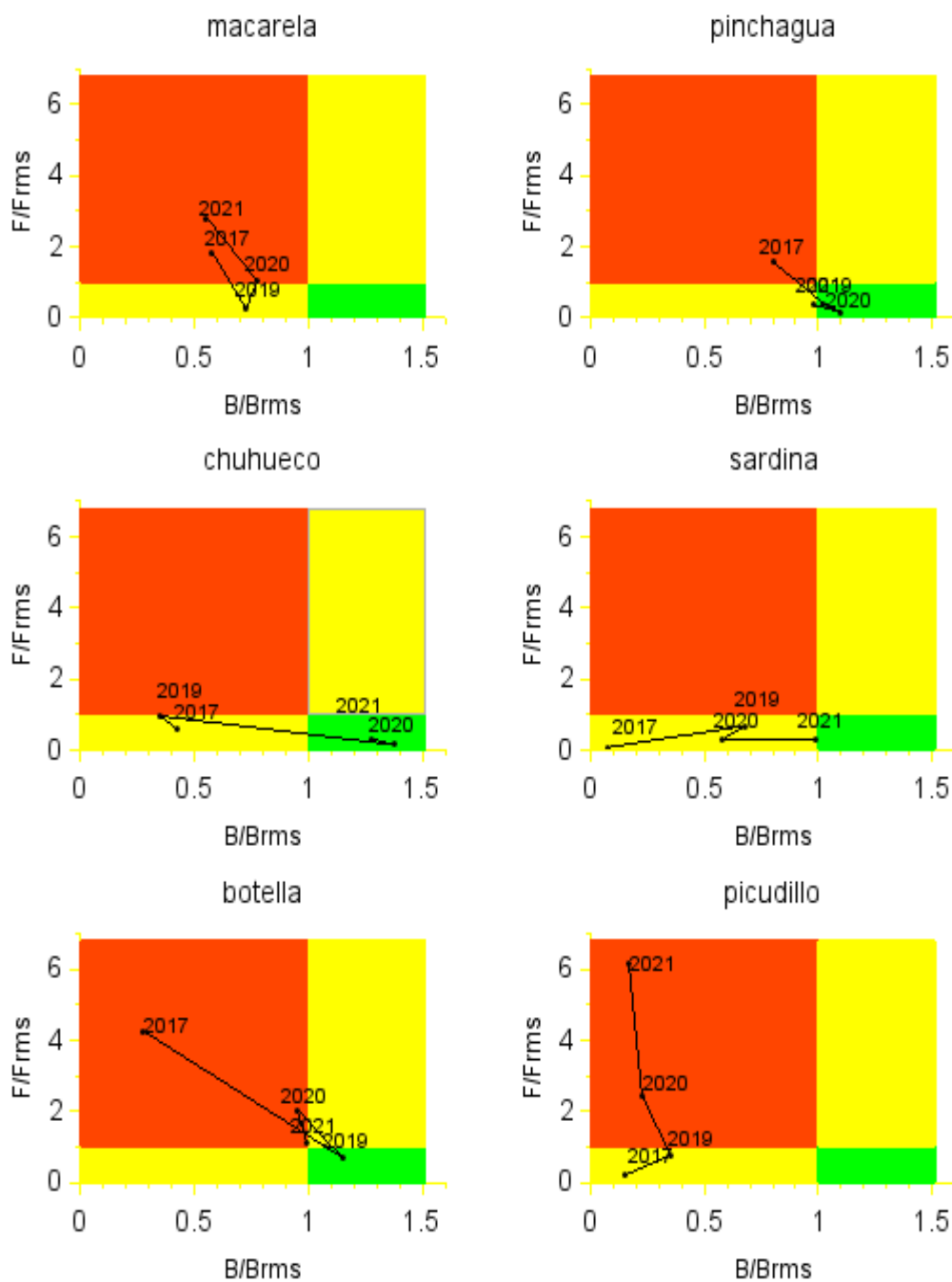


Figura III. Diagrama de Kobe por especie de pelágicos pequeños del Ecuador. Se destaca el estado poblacional de las especies de pelágicos pequeños respecto de las variaciones en la biomasa desovante y la mortalidad por pesca relativas al objetivo de manejo RMS. Área naranja: sobrepesca y sobreexplotación. Área amarilla: en proceso de sobrepesca o sobreexplotación, Área verde: Sin sobrepesca ni sobreexplotación

2. ANTECEDENTES GENERALES DE LAS PESQUERÍAS DE PEQUEÑOS RECURSOS PELÁGICOS DEL ECUADOR

La pesca en Ecuador representa uno de los aportes más significativos de la producción nacional, que comprende el consumo interno a través de la oferta de productos pesqueros y contribución a las exportaciones del país. El desarrollo de esta actividad se fundamenta en la variedad y disponibilidad de recursos existentes, como resultado de las condiciones de los ecosistemas donde habitan, como la incidencia periódica de la Corriente fría de Humboldt proveniente del sur, caracterizada por aguas muy fértiles, y las aguas cálidas de la Corriente de Panamá (Jurado y Peralta, 2014). A lo largo de la costa ecuatoriana se distribuyen Peces Pelágicos Pequeños (PPP) de gran interés comercial como macarela (*Scomber japonicus*), pinchagua (*Opisthonema* spp.), chuhueco (*Cetengraulis mysticetus*), botella (*Auxis* spp.), sardina redonda (*Etrumeus teres*) y picudillo (*Decapterus macrosoma*). Además de estas, otras especies demersales o epipelágicas suelen ser parte de la fauna acompañante de pequeños pelágicos como son trompeta (*Fistularia corneta*) y corbata (*Trichiurus lepturus*).

La historia de las pesquerías de pequeños pelágicos se remonta hacia fines de los años 70s. En el desarrollo de estas actividades, las especies más representadas han sido la macarela, pinchagua, sardina redonda y chuhueco. A partir de 1998 la especie botella adquirió relativa mayor importancia, mientras que a partir de 2004 se evidenció un redireccionamiento del esfuerzo de pesca a otras especies como picudillo, corbata, trompeta y roncador. En el desarrollo de esta pesquería se destacan tres períodos principales; el primero comprendido entre 1980-1990 con capturas totales que en promedio superaron las 600 mil toneladas, el segundo entre 1991-2010 con capturas en promedio no mayor a 160 mil toneladas, y el período más reciente de aparente recuperación con un promedio de 230 mil toneladas no obstante la notable disminución de los dos años más recientes (**Figura 1**).

La flota pesquera está compuesta por buques cerqueros de diversas características y tonelaje. Las embarcaciones más pequeñas, las que en su mayoría son de casco de madera y poca mecanización, realizan las descargas en las playas y/o facilidades pesqueras asentadas en los diferentes puertos pesqueros a lo largo de la costa ecuatoriana. El producto, dependiendo de la especie, es destinado principalmente a la elaboración de harina de pescado, seguido de enlatados y el consumo humano directo (fresco – congelado). Existen también otras actividades artesanales como el chinchorro de playa, las que operan desde la Provincia de Esmeraldas hasta El Oro. Existen más de 19 puertos pesqueros de desembarque de peces pelágicos pequeños, localizados en las provincias de Esmeraldas (3), Manabí (8), Santa Elena (6), Guayas (1) y El Oro (1). Mientras el tamaño de la flota de clase II-III-IV se ha mantenido más o menos constante durante los últimos 10 años, la flota de embarcaciones más pequeñas (Clase I) se ha triplicado sin mayor control de esfuerzo. En esta última situación se encuentran también las embarcaciones de menor escala denominadas “risos” (**Figura 2**).

No obstante, lo anterior, el esfuerzo pesquero medido en el número de días operativos que ha venido ejerciendo la flota ha variado desde el 2017, donde las embarcaciones sólo paraban sus operaciones por veda de reproducción. A partir del 2018 se implementó la “veda por clara¹”, por lo cual la flota durante ese año paró 77 días, mientras que para el 2020 por

¹ Menor disponibilidad debido al estado lunar de luna llena

motivos de la pandemia provocada por COVID-19, más los periodos de veda reproductiva y “veda por claras”, las actividades pesqueras cesaron en poco más del doble (147 días).

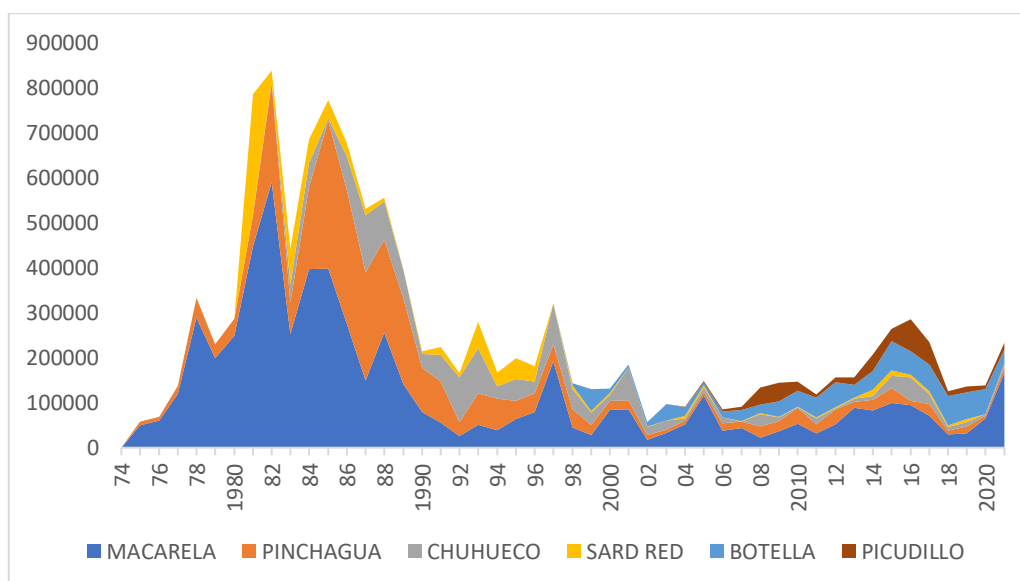


Figura 1. Desembarques de pelágicos pequeños principales del Ecuador 1975-2021

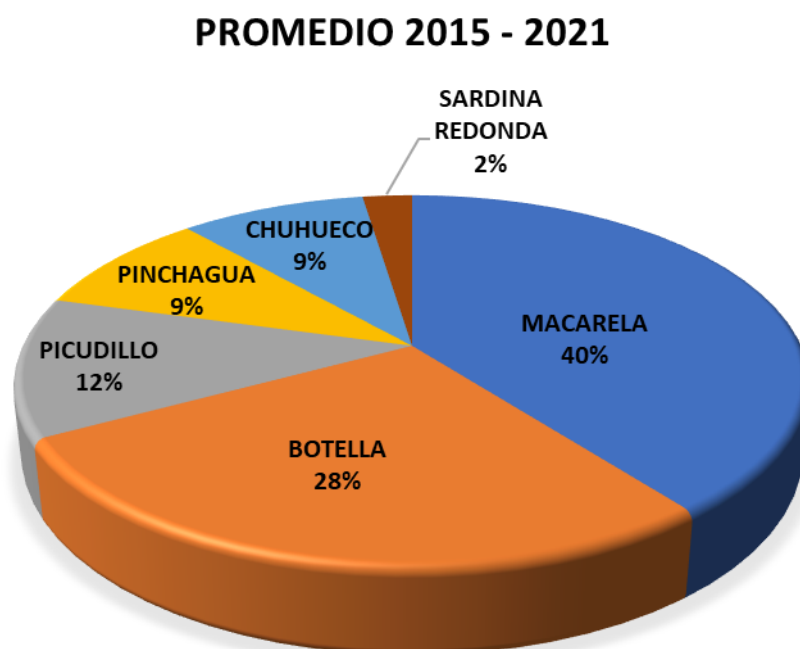


Figura 2. Desembarques promedio (miles t) 2015-2021 de los principales recursos declarados en los desembarques de pelágicos pequeños del Ecuador.

3. EVALUACIÓN DE STOCK

La evaluación de stock es la base de todo procedimiento de manejo moderno, el cual permite integrar la información recolectada en el proceso de seguimiento de cualquier pesquería con el fin de generar estimaciones sobre el estado/magnitud de las poblaciones explotadas. Las estimaciones son funcionales para toda regla de control de la mortalidad por pesca y funcionales a los objetivos de manejo de una pesquería.

En este sentido, la pesquería de pelágicos pequeños del Ecuador dispone de importantes volúmenes de datos e información, y con la finalidad de proveer estimaciones poblacionales para fines de diagnóstico, se analizaron las series de datos de muestreos biológicos, composiciones de tallas, índices de abundancia, desembarques, cruceros acústicos y parámetros biológicos de los recursos pelágicos pequeños del Ecuador. Los análisis son realizados en base a modelos de estimación y sus resultados son discutidos respecto de distintas hipótesis y Puntos Biológicos de Referencia.

3.1 Unidades poblacionales

No existen estudios sobre los límites de unidades poblacionales de estos recursos en aguas ecuatorianas. No obstante, se han identificado dos ecorregiones ambientales frente a las costas ecuatorianas, de las que destaca la zona de Guayaquil, en la cual se concentra la pesquería de pequeños pelágicos. Esta pesquería se desarrolla principalmente desde Manta hasta el límite sur de la Zona Económica Exclusiva (ZEE) ecuatoriana, zona caracterizada por niveles de salinidad superficial próximos a 20 psu y temperaturas en torno a 35 °C (Figura 3). La relación entre las condiciones ambientales promedio de la ecorregión de Guayaquil y la distribución de la pesquería, hacen suponer la existencia de unidades poblacionales cerradas desde la zona de Manta hacia el sur, las que a su vez estarían muy relacionadas con las descargas del río Guayas, cuya zona de influencia determinaría la extensión de estas unidades hacia el límite sur con el Perú.

Sin perjuicio de esta hipótesis y a falta de mayor conocimiento, se supuso que la flota es capaz de distribuirse casi por completo sobre unidades poblacionales cerradas, lo cual significa entre otros, que las variaciones poblacionales debido a flujos migratorios son mínimas. En estas condiciones se supone que tanto las fallas de reclutamientos como la presión pesquera son los principales responsables de las variaciones en la biomasa desovante. El reclutamiento es un proceso aleatorio difícil de vincular con el stock progenitor, mientras la biomasa desovante/adulta se encuentra permanentemente alterada por la captura de los individuos más grandes, pudiendo este efecto generar la disminución poblacional.

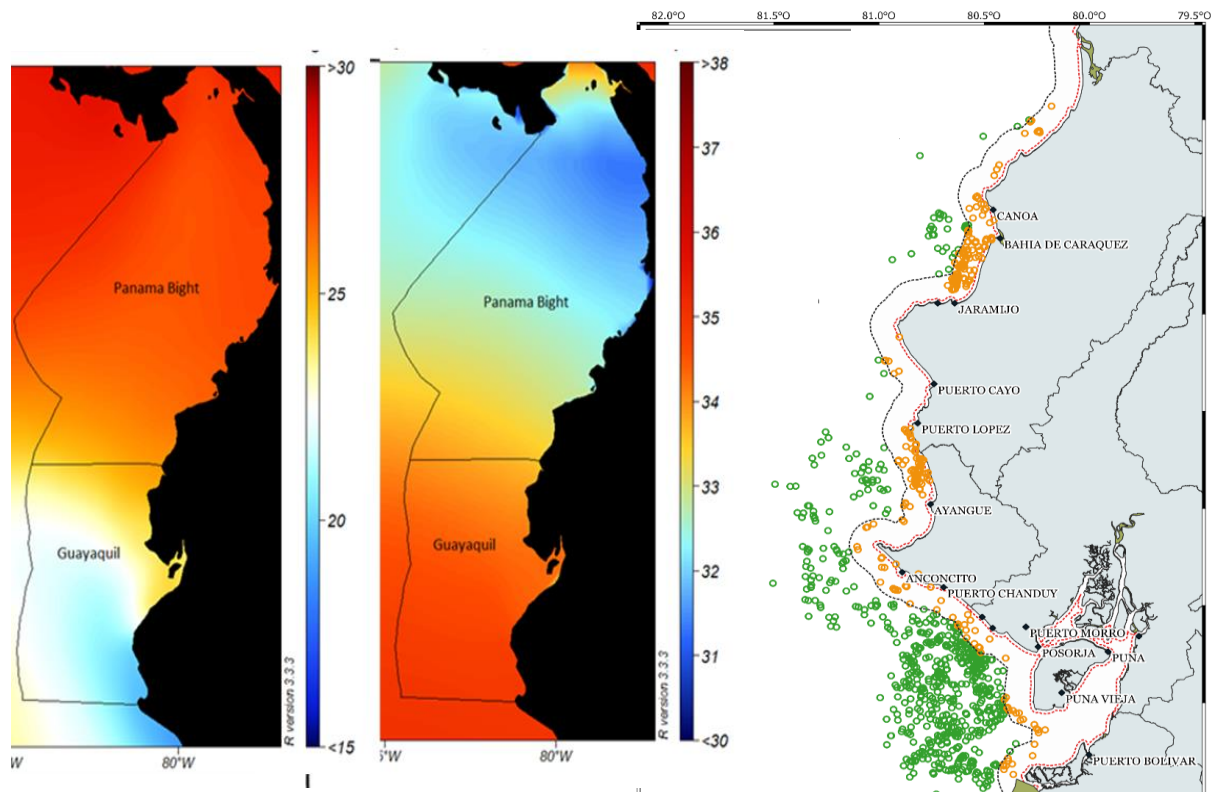


Figura 3. Izquierda: Ecoregiones marinas de Ecuador (Spalding et al., 2007): temperatura Superficial del Mar (°C) (izquierda) y salinidad superficial (UPS). Derecha: Distribución espacial de las pesquerías de pequeños pelágicos del Ecuador (Fuente: Jurado et al., 2019).

3.2 Datos e información

a. Estadísticas de desembarques

Los datos de desembarque corresponden al periodo 1975-2021. Para la década de los 80's, los datos fueron obtenidos del proceso de validación y recálculo de datos de captura informados por Fuentes (1989), Patterson et al., (1990) y Patterson y Santos (1990). A partir de los 90's y hasta el 2021, se emplearon las capturas registradas en la base de datos de desembarque de fábricas, generadas a partir de los reportes diarios de pesca de las diferentes empresas procesadoras, así como también la base datos de muestreo mensuales de campo. Adicionalmente, a partir de 2016 se incorporó información de la base de datos de faenas de pesca del Programa de Observadores de la flota cerquera sardinera. La información de esfuerzo de pesca corresponde al número de zarpes o arribos (viajes totales) emitidos por la capitanía de puerto, así como también del registro del Centro de Monitoreo Satelital de la SRP. En el periodo más reciente y junto con el incremento del esfuerzo de pesca de embarcaciones artesanales (risos), las estadísticas de desembarques han estado sujetas a una importante fuente de incertidumbre.

b. Información biológico-pesquera

La información analizada corresponde al seguimiento de la pesquería de Pelágicos Pequeños durante el periodo comprendido entre 1982 – 2021. El levantamiento de información se ha generado por personal técnico del IPIAP en los principales puertos de arribo de la flota, tanto en el desembarque en playa como en las tolvas de las diferentes empresas pesqueras. En estos lugares se realizaron entrevistas a capitanes para obtener información referente a zonas de pesca, captura total, proporción de especies, destino de la pesca, número lances, condiciones ambientales, etc. Complementariamente, a partir de 2016 se obtienen datos de observadores a bordo de la flota de PPP en todas las clases de embarcaciones con énfasis en las clases I y II. Las especies con mayor tamaño de muestra promedio han sido la pinchagua, macarela y botella, con más de 4 mil individuos medidos anualmente, mientras las menos representadas es la trompeta con alrededor de 500 individuos por año (**Figura 4**).

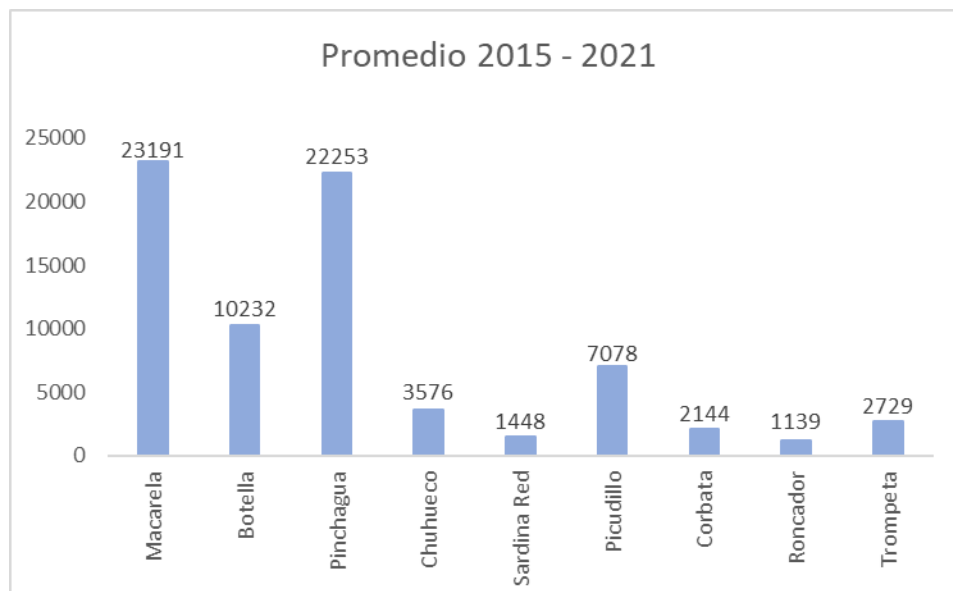


Figura 4. Promedio anual del número de individuos medidos de las especies de pelágicos pequeños del Ecuador actualizados al 2021.

c. Índices de abundancia

Los índices de abundancia anual han sido generados por medio de Modelos Lineales Generalizados (GLM). Estos corresponden al efecto anual de la Captura por Unidad de Esfuerzo. Los efectos incluidos en el GLM fueron el año, la zona y el tipo de buque. El detalle de los índices es proporcionado en la sección de resultados. Más detalles en **Anexos**

d. Cruceros acústicos

Se dispone de información de 8 años de cruceros realizados entre 1991 y el 2020. Estos cruceros han sido realizados a lo largo de la costa ecuatoriana y segregados en 5 zonas de análisis: Zona A: desde la frontera hasta el Golfo de Guayaquil 3°23' hasta 2°30' Sur; Zona B: a partir del Golfo de Guayaquil hasta Salango 2°30' a 1°30' Sur; Zona C: desde Salango hasta Bahía de Caráquez 1°30' hasta 0°30' Sur; Zona D: desde Bahía de Caráquez hasta pedernales 0°30' Sur hasta 0°10' Norte, y Zona E: desde pedernales hasta frontera Colombia 0°10' Norte hasta 1°10' Norte. Si bien estos cruceros no siempre han sido realizados en el mismo lugar y período del año, en algunos casos son considerados como índices de abundancia para fines de evaluación de stock (**Figura 5**).

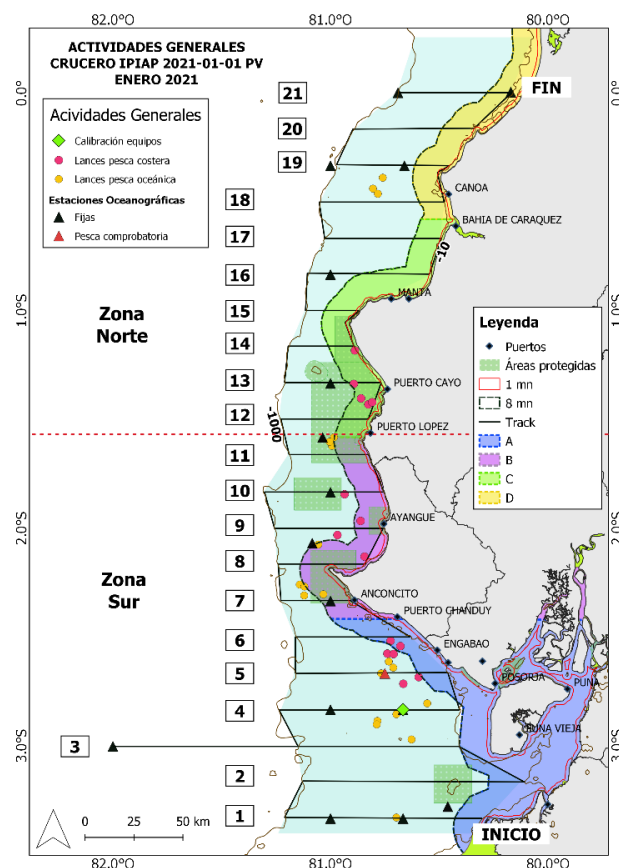


Figura 5. Área de estudio y actividades de investigación durante el crucero IPIAP 2021-01-01 PV, enero 2021 (Fuente: Romero et al., 2021)

e. Parámetros Biológicos

Los parámetros de historia de vida de las especies en estudio fueron obtenidos mediante la revisión bibliográfica especializada, juicio experto, así como el uso de diversos estimadores bio-analógicos, recálculos, ecuaciones empíricas y cálculos de invariantes propuestas por Beverton y Holt (1956); Froese & Binohlan (2000); Beddington & Kirkwood (2005); Froese & Pauly (2019). Esto permitió generar una relación de los parámetros biológicos de las 9 especies analizadas compuestos por los parámetros de crecimiento (L_{∞} y k), longevidad,

parámetros de la relación talla-peso (log. a y b), madurez (L_{50ms} y mes de desove) y talla crítica (L^*). Esta última talla corresponde a la talla en la cual se aprovecharía la máxima productividad en peso de una cohorte (**Tabla 2**). En algunos casos estos parámetros fueron propuestos en base a opinión experta de los investigadores o en base a meta-análisis de especies similares.

Tabla 2. Parámetros biológicos de las principales especies pelágicas pequeñas del Ecuador. $T_{máx}$ es la longevidad estimada, L_{50ms} es la talla de madurez y L^* la talla crítica (Fuente: Canales et al., 2019).

Especie	L _{oo} (cm)	k	M año ⁻¹	log_a	b	L _{50ms} (cm)	T _{máx} (años)	Mes desove	dt desove	L* (cm)
Botella (c)	38.00	0.30	0.60	-2.04	3.15	25.33	7	Dic-Feb	0.08	23.24
Chuhueco (b)	22.10	0.43	0.80	-5.65	3.40	14.70	5	Ago-Oct	0.75	14.28
Macarela (a)	37.00	0.23	0.50	-12.38	3.21	23.02	8	Nov	0.92	22.06
Picudillo (c)	36.80	0.25	0.50	-3.32	2.66	17.60	6	Nov	0.92	21.01
Pinchagua (a)	31.70	0.26	0.50	-3.82	2.85	21.00	7	Feb	0.17	18.93
Sardina red. (c)	29.40	0.30	0.60	-6.65	3.77	17.40	6	Nov	0.92	19.21

(a) Canales et al., (2013); Canales et al., (2014)

(b) Basado en invariantes (Beverton & Holt 1956, Beddington & Kirkwood 2005)

(c) Basada en Froese & Pault 2019 - Fishbase

3.3 Estandarización de las tasas de capturas

Se estimaron índices de abundancia a partir de la información operacional de la flota. Las tasas de captura o captura por unidad de esfuerzo (CPUE) es una medida de abundancia relativa que está influenciada por diferentes factores, incluyendo variaciones espaciales y temporales de la biomasa, cambios en la eficiencia de las embarcaciones, así como también por factores ambientales (Hinton & Nakano, 1996). Desde este punto de vista, los datos de captura y esfuerzo provenientes del seguimiento de la actividad comercial proveen una poderosa fuente de información de los cambios en los patrones de la biomasa de un stock, siempre que las variaciones de las tasas de captura asociadas a la eficiencia de la flota sean removidas adecuadamente desde las observaciones (Punt et al., 2000).

La separación de los diferentes factores que influyen las tasas de captura se llevó a cabo mediante la estandarización de éstas. El enfoque empleado para esto fueron Modelos Lineales Generalizados (GLM), el cual consiste en aislar los factores que determinan la variabilidad de las tasas de captura (o rendimientos de pesca) de manera que se concentra el análisis en los efectos fijos por separado. Cabe destacar que los GLM son flexibles a diferentes formas de analizar la información, en especial en la exploración de diferentes alternativas para la distribución de la variable respuesta (Punt et al., 2000) y en la actualidad son ampliamente utilizados para generar índices de abundancia relativa (Maunder & Punt, 2004).

Se analizó la información histórica disponible de las distintas clases de barcos a nivel de viajes. El logaritmo de la captura (o captura por viaje) fue modelado en términos de un predictor lineal compuesto por efectos fijos: año (A), zona (Z), y buque (B). Se probaron dos modelos de error (ϵ): normal y gamma, y la función de enlace fue la identidad. Se consideraron 3 Zonas: al norte de Manta, de Manta a la Puntilla y de la Puntilla al sur.

$$\log CPUE_{t,j,k,l} = \mu + A_t + Z_j + B_k + \epsilon_{i,j,k,l}$$

El índice de abundancia anual fue estimado como $I_t = e^{A_t}$

3.4 Modelo de Evaluación de Stock

Los datos de composiciones de tallas, desembarques, cruceros acústicos y CPUE fueron analizados a través de un modelo estadístico de captura a la edad con datos en tallas MESTOCKL (Canales et al., 2015). Este modelo está implementado en ADMB. La dinámica poblacional es modelada en edades, pero se utilizan las composiciones de tallas de las capturas como observaciones. El modelo supone un stock cerrado en el cual el reclutamiento es el resultado del “desove” ocurrido dentro de la misma área de distribución de la especie analizada, pero la sobrevivencia de larvas es determinada principalmente por cuestiones ambientales. Esto significa que los reclutamientos responden a procesos principalmente estocásticos donde la función stock-recluta es difusa. Se supone que el reclutamiento ocurre a inicios de cada año distribuido sobre cierto rango de tallas siguiendo una distribución de probabilidad normal. La talla del reclutamiento es estimada. Se consideran funciones de verosimilitud como expresión del error de observación, así como

distribuciones a priori o penalizaciones de algunos parámetros de interés. Este modelo fue aplicado a 6 especies analizadas: Botella, Chuhueco, Macarela, Picudillo, Pinchagua, Sardina redonda.

- **Condiciones iniciales**

El modelo se inicia en los años donde la pesquería en general era incipiente y por ende supone al primer año de la evaluación una condición virginal y en equilibrio en torno al reclutamiento medio de largo plazo. Esto significa que solo la mortalidad natural es el factor que explica la disminución de la cohorte.

- **Reclutamientos**

Los reclutamientos anuales corresponden al grupo de individuos de una misma edad, comienzan a ser explotados próximo a la talla legal de capturas. Estas son variables aleatorias tomadas desde una relación stock/recluta (S/R) tipo Beverton & Holt con error de proceso. Estos desvíos responden a un proceso multiplicativo que en escala logarítmica son representados por una distribución normal con media 0 y desviación σ_R . En términos prácticos, esto significa que pudiendo existir vínculo entre desovantes y reclutas, esta relación está perturbada por procesos aleatorios ligados a cuestiones ambientales. En todos los casos analizados los modelos supusieron condiciones virginales al inicio de la serie de datos y pendiente de la relación S/R de Beverton y Holt en $h=0.9$. Se supuso este valor considerando la independencia entre las fluctuaciones de la biomasa desovante y los reclutamientos, respecto de la mayor afinidad con la variación ambiental.

- **Capturas.**

Las capturas son supuestas con muy bajo nivel de error y representan de manera fidedignas las reales remociones que se realizan en la pesquería. Como medida de error, a estas se les asigna un coeficiente de variación del 5%.

- **Selectividad y mortalidad por pesca**

En el modelo de evaluación la selectividad es supuesta en forma logística respecto de la edad, lo que significa que a partir de cierta edad/talla todos los individuos tienen la misma probabilidad de ser capturados. La mortalidad por pesca es diferente según la edad/talla del pez, y se distribuye siguiendo la curva de selectividad antes descrita. Dependiendo de cada recurso analizado, la selectividad se supuso variable en bloques de años. Los análisis fueron realizados considerando entre 3 y 4 períodos o bloques de selectividad. Los cambios de selectividad fueron considerados a partir de la observación de los residuales entre la talla promedio observada y la estimada por un escenario de modelo sin bloques de selectividad. Se impuso un cambio de selectividad cuando se registran patrones temporales en las desviaciones antes mencionadas (**Tabla 3**).

Tabla 3. Configuración de bloques de selectividad para los recursos evaluados por medio de modelo integrado MESTOCK

Recurso	Años de cambios de selectividad
Botella	1997, 2002, 2004, 2006, 2008, 2017
Macarela	1974, 2003, 2012
Picudillo	2004
Chuhueco	1981, 2008, 2010
Pinchagua	1974, 1986, 1988
Sardina	1974, 2001

- **Peso estadístico de la información**

La evaluación de stock se sustenta en el ajuste estadístico de un modelo a la información. Para tales efectos es necesario precisar el nivel de error que pudiese tener esta información conforme al supuesto de su distribución estadística, destacándose que en general los resultados son condicionales a la escala de los desembarques supuestos con mínimo error de observación. Los coeficientes de variación de los índices de abundancia fueron supuestos (a priori) y luego comparados respecto de la desviación estándar de los residuales en escala logarítmica (**Tabla 4**). Por su lado, los tamaños de muestra efectivos fueron supuestos y luego calculados de manera referencial según el estimador de Gavaris y Ianelli (2002). Como referencia se consideraron los ponderadores empleados por Canales et al., (2019).

Tabla 4. Tamaños de muestra efectivos y coeficientes de variación empleados en la evaluación de stock

Especie	Tamaños de muestra		Coef. variación	
	Flota	Cruceros	CPUE	Cruceros
Botella	30	30	0.2	0.35
Chuhueco	50	30	0.2	0.35
Macarela	30	30	0.2	0.35
Pinchagua	80	30	0.2	0.35
Picudillo	40	20	0.2	0.35
Sardina	50	30	0.2	0.35

3.5. Puntos Biológicos de Referencia

Las estimaciones de la biomasa desovante y la mortalidad por pesca fueron contrastadas respecto de valores de referencia. Se consideraron proxis del *Rendimiento Máximo Sostenido* (RMS) como puntos de referencia. Se consideró como **Punto Biológico de Referencia** objetivo dejar el escape del 40% de la biomasa virginal (B_0)= B_{RMS} , mientras el nivel de mortalidad por pesca máximo fue estimado como aquel que genera en el largo

plazo el 40% de B_0 ($F_{RMS}=F40\%$) o el 45% de la biomasa desovante virginal por recluta. ($F45\%BDPR$). Esta última distinción se debe a que a menudo, la mortalidad por pesca de referencia se estima a partir de un análisis de equilibrio independiente mediante en el cual, el reclutamiento y mortalidad es supuesta constante y no se reconoce relación stock-recluta. Se ha demostrado que $F45\% BDPR$ es equivalente al nivel de mortalidad $F40\%$ cuando la relación stock-recluta está determinada por una inclinación $h=0.9$

El valor de la biomasa desovante fue contrastada en base a dos indicadores de potencial desovante; uno dinámico el cual corresponde a la razón entre la biomasa y la biomasa virginal dado el valor particular anual de reclutamiento, y otro de largo plazo, que es la razón entre la biomasa anual y la biomasa virginal B_0 estimada a partir del valor esperado R_0 de los reclutamientos. Por su lado, la mortalidad por pesca derivada de los modelos de análisis, se comparan conforme sus referencias antes mencionadas: la mortalidad por pesca de referencia proxy al de rendimiento máximo sostenido F_{RMS}

Por nomenclatura, se denomina estado de sobreexplotación cuando la biomasa poblacional se ubica por debajo del valor de referencia ($B_{RMS} = 40\% B_0$), y sobrepesca si la mortalidad por pesca excede el criterio máximo $F_{RMS} = F40\%$. La sobrepesca equivale a remover más biomasa que la generada por la misma población, y por ende determina la disminución de la misma. Esta situación puede determinar la sobreexplotación si no es advertida ni controlada.

- **Análisis de Sensibilidad**

Con el fin de evaluar la incertidumbre estructural, los análisis fueron realizados considerando 5 escenarios de evaluación: un primer escenario base S1 el cual supone que el nivel de densa dependencia entre reclutas y desovantes es baja y se representa por medio de un coeficiente steepness de $h=0.9$, mientras un segundo escenario S2 corresponde a incrementar el valor de M en un 50%. Igualmente se explora el desempeño del modelo con hipótesis alternativas relacionadas con el crecimiento individual (S3-S5). En S3 se estima el valor de K , en S4 se estima el valor de L_∞ (sujeto a su valor prior) y un quinto escenario S5 considera el supuesto de homogeneidad de la desviación estándar de la talla a la edad (se estima el valor de α y se deja fijo el valor de β con un valor de $1E-5$).

Tabla 5. Escenarios de análisis empleados en la evaluación de stock (MESTOCKL)

Escenario	Configuración
S1	base
S2	1.5M
S3	se estima K
S4	se estima L_∞
S5	se estima α ($\sim 0.1 * L_r$), $\beta=1E-5$ (fijo)

3.6 Variabilidad Ambiental y Pesquería

Las pesquerías de acuerdo con el área de donde proceden se han visto afectadas de forma histórica por la variabilidad climática. Cornejo (2007) y Chávez et al., (2017), indican de forma general, que estas fluctuaciones serían producto de las fases cálidas y frías, en donde las primeras están asociadas a que ciertas pesquerías sean más productivas, mientras que las últimas gatillan una mayor productividad para otras. Cornejo (2007), indica que la oceanografía del Océano Pacífico Tropical Oriental, tiene por rasgo más importante el ciclo anual (estacional) de la TSM, la variabilidad de El Niño (interanual), así como procesos interdecadales (PDO – Oscilación Decadal del Pacífico). Este último comprende periodos cálidos y fríos de alrededor de 25 – 30 años, donde el último cálido fue de 1977 a 1999, mientras que el presente periodo frío inició en el 2000 y se prolongaría hasta el 2025/2030 (Ormaza-González et al., 2016). A nivel local, en las costas de Ecuador, los procesos oceanográficos se encuentran influenciados por la presencia de las corrientes de El Niño (o Panamá), Corriente de Perú (o Humboldt) y Sub Corriente Ecuatorial (o de Cromwell), (F. Ormaza, 2016; Riofrío & Chavarria, 2009).

Cornejo (2007), Jiménez (2008) y Cahuin et al., (2013), , indicaron que durante eventos como El Niño los recursos pesqueros se verían afectados negativamente, alterando sus patrones de distribución, biomasa, tamaño, reclutamiento (ingreso de nuevos individuos a la pesquería), así como también el incremento en el nivel medio del mar; para el caso del evento de La Niña, los impactos son positivos. De manera similar, De la Cuadra (2010), en su investigación sobre los cambios de temperaturas en el océano asociadas a las fases cálidas y frías del ciclo ENOS, y a las capturas históricas de Peces Pelágicos Pequeños (PPP) ha determinado que estos procesos ocasionan la migración de las diferentes especies pelágicas pequeñas y, consecuentemente, una disminución de los desembarques de estas especies. Es así que, al producirse un aumento en la TSM, se registra la desaparición de la especie *Scomber japonicus* (macarela) en las capturas; mientras que, cuando hay un decremento en la TSM, se observa un incremento en los desembarques pesqueros de la especie *Sardinops sagax* (sardina del sur).

Jurado (2021), en su estudio sobre como las variables ambientales influían sobre los rasgos biológicos de *Opisthonema* indica que se ha registrado un incremento paulatino de la TSM y Nivel Medio del mar en los últimos 19 años (2000 – 2019), a diferencia de la Clorofila (clorofila) la cual ha decrecido en concentración. Estos cambios han traído como consecuencia impactos negativos en *Opisthonema* en término de sus procesos biológicos, como es la disminución en su talla y peso corporal pero incrementándose el porcentaje de individuos maduros como respuesta a un proceso de adaptación a nivel fenotipo, como una estrategia de respuesta hacia las variaciones ambientales y así poder perpetuar la especie y que a su vez son estas mismas variables que serán fuertemente alteradas durante un proceso de Cambio Climático (**Figura 6**).

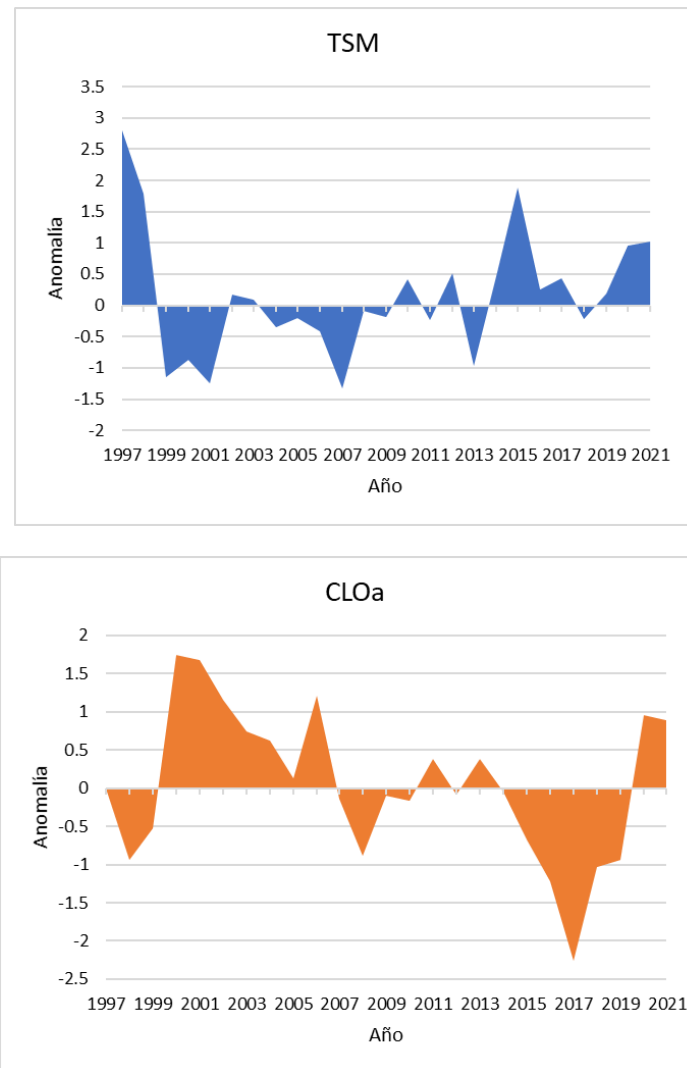


Figura 6. Anomalías de la TSM (Temperatura Superficial del Mar) y Clorofila-a 1997-2021.

3 RESULTADOS

4.1. Evaluación de stock

4.1.1. Botella (*Auxis* spp.)

Esta pesquería está compuesta por dos especies: *Auxis rochei* y *Auxis thazard*, las que si bien comparten la misma distribución geográfica (Collette y Graves, 2019), presentan rasgos biológicos ligeramente diferentes. Collette y Graves (2019) indican una longevidad de 5 años para *A. rochei* y de 4 años para *A. thazard*, lo cual podría explicar en parte cierta falta de ajuste del modelo de dinámica poblacional a los datos que se informan más adelante.

El modelo de evaluación aplicado a los datos de la pesquería de Botella muestra que, no obstante, la variabilidad de la información (error de observación), se reproduce en general la tendencia y media de los datos empleados, lo cual igualmente se verifica en base a los intervalos de confianza los que contienen a la mayoría de los datos empleados (**Figura B1, B2**). La correlación parcial entre las variables observadas y predichas alcanzan $r=0.56$ para las composiciones de tallas y $r=0.74$ en el caso de la CPUE (**Figura B2b**). Las composiciones de tallas anuales muestran una notable dinámica reflejada por el paso de cohortes importantes a través de la pesquería (**Figura B3**). Estas composiciones de tallas muestran una importante polimodalidad lo que no siempre es reproducido por el modelo. Las razones pueden ser de diversa naturaleza, ya sea como el resultado de una dinámica poblacional compleja compuesta por más de una especie, o a errores de observación contenida tanto en los datos como en los parámetros biológicos (**Figura B3**). Del mismo modo, los efectos selectivos a la talla por bloques de años señalan que la pesca y los cruceros se han concentrado principalmente sobre los individuos mayores a 24 cm (Longitud Furcal, LF) (**Figura B4**).

En términos de las variables poblacionales, el análisis muestra que la biomasa desovante virginal (B_0) de *Auxis* spp. En 1997 podría haber alcanzado valores en torno a las 108 mil toneladas, las que producto del desarrollo de la pesquería habría disminuido a un nivel cercano a las 42.7 mil toneladas al 2021, esto es equivalente al 39% de B_0 y por ende apenas similar al valor considerado de referencia (40% B_0) (**Figura B5, Tabla B2**). Se destaca que el incremento de las capturas en la pesquería ha estado muy ligado a las fluctuaciones del reclutamiento, cuyas anomalías positivas dominaron entre el año 2006 y 2018 (**Figura B5, B6**). La disminución de los reclutamientos hacia los años más recientes es un tema incierto y debería ser verificado con el desarrollo de las próximas temporadas de pesca. En este sentido, el reclutamiento se debiese verificar principalmente con modas de individuos en torno a los 18 cm LF (**Figura B6**). El incremento de las capturas antes mencionado generó similar aumento de la mortalidad por pesca, el cual supera el valor de referencia a partir del 2009 y llega a su peak el año 2018, superando en más de dos veces el valor de mortalidad por pesca de referencia ($F_{40\%}$) (**Figura B5**). No obstante esto, la baja registrada en la captura el 2020 generó que el nivel de presión de pesca se ubique apenas por sobre el valor considerado límite de sobrepesca.

La variación anual de la biomasa respecto de la biomasa B_0 indica que la población entró a un proceso de sobreexplotación el año 2012, sin embargo y dada la ligera disminución de los desembarques en los años más recientes, se estima que al 2021 la población de *Auxis*

spp. se ubicaría apenas por debajo del objetivo de manejo (39% B_0) (**Figura B7**). El diagrama de Kobe (**Figura B8**) indica que la población ha disminuido de manera notable los niveles de sobrepesca (F/F_{rms}) y con ello ha permitido el incremento relativo de la biomasa ubicándose en el límite de sobreexplotación ($B/B_{rms} \sim 0.4$) (**Figura B8**), de hecho, el riesgo latente de sobreexplotación al 2021 se estima cercano al 50% (**Figura B9**).

Por otro lado, el análisis de escenarios mostró que la biomasa relativa a B_0 está muy determinada por los supuestos de crecimiento (S3-S5) siendo en todos los casos mayores al escenario base, y que el supuesto de incremento de la mortalidad natural es irrelevante (**Figura B10**). El escenario de mejor ajuste a los datos correspondió a S3 (mínimo valor de verosimilitud) (**Tabla B3**) y corresponde a una estimación del valor de $k=0.21$ menor al empleado en el caso base S1 ($k=0.30$). Este valor significa un cociente $M/k=2.8$ apenas admisible biológicamente ($1.5 < M/k < 2.5$) y en el cual la población podría encontrarse próxima al 62% de la biomasa virginal, por ende, por sobre el objetivo de manejo. Sin perjuicio de la estimación y dada las implicancias para el manejo, se sugiere mayor investigación en cuanto a los parámetros de crecimiento de este recurso

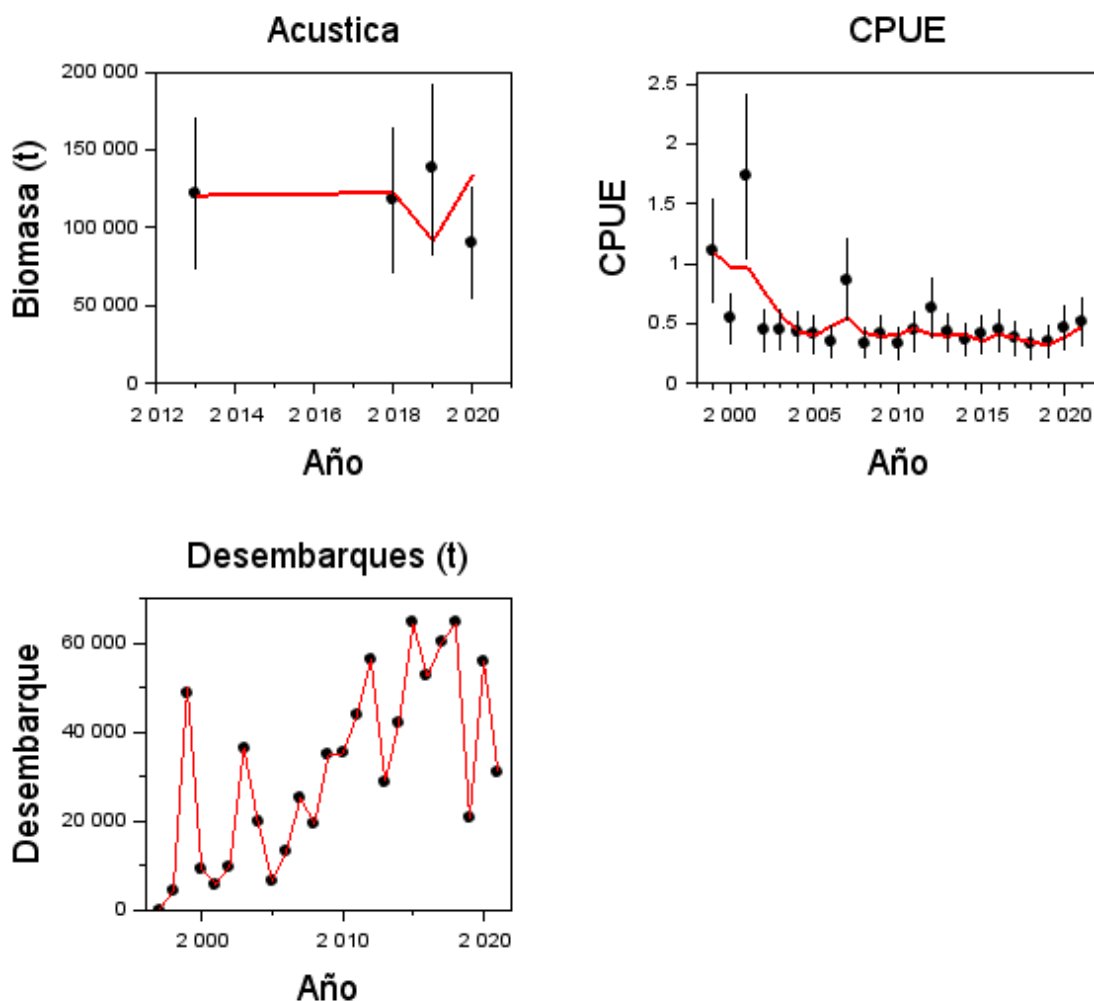


Figura B1. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a los datos de biomasa acústica, CPUE y desembarques de **BOTELLA**.

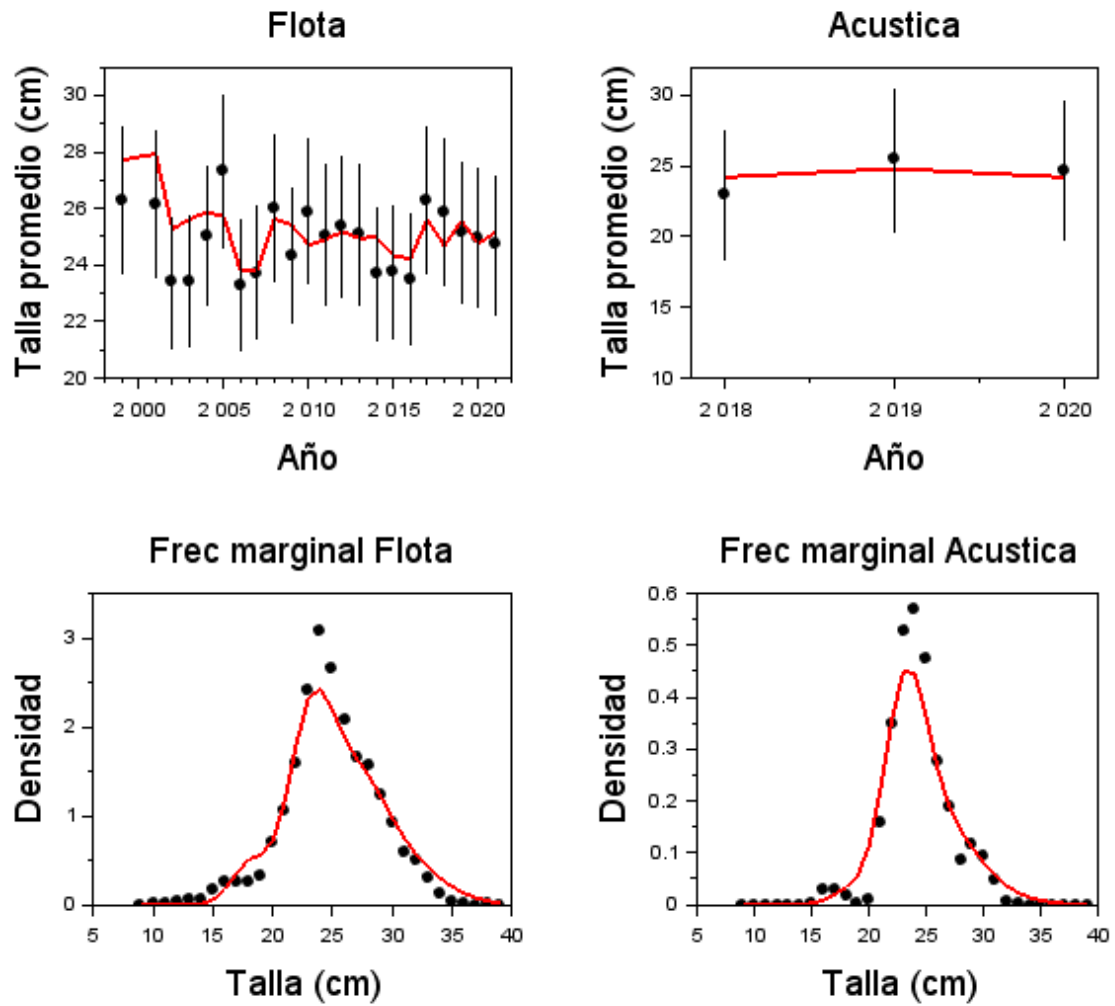


Figura B2. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a la talla promedio de las capturas, la evaluación acústica, y las frecuencias de tallas marginales totales de las capturas y cruceros acústicos de BOTELLA.

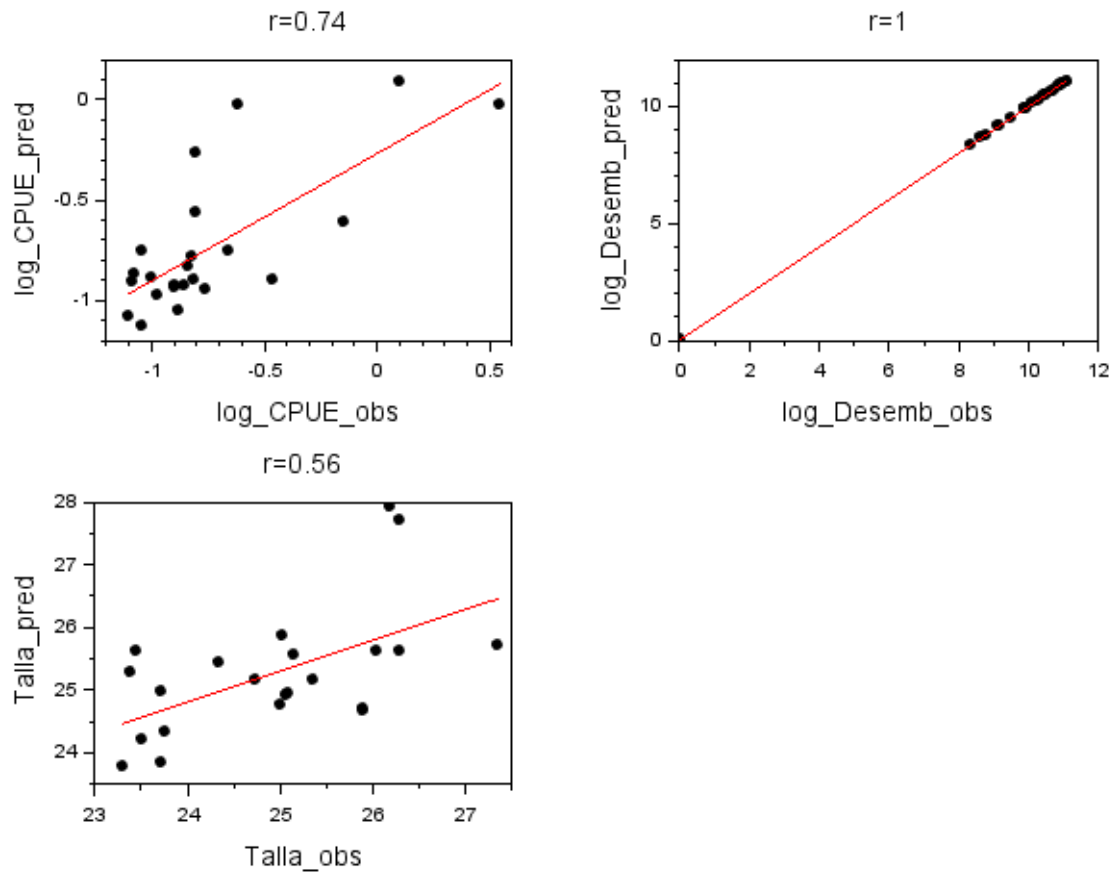


Figura B2b. Diagrama de dispersión y correlación parcial de la CPUE, desembarques y talla promedio observada y ajustada de **BOTELLA**.

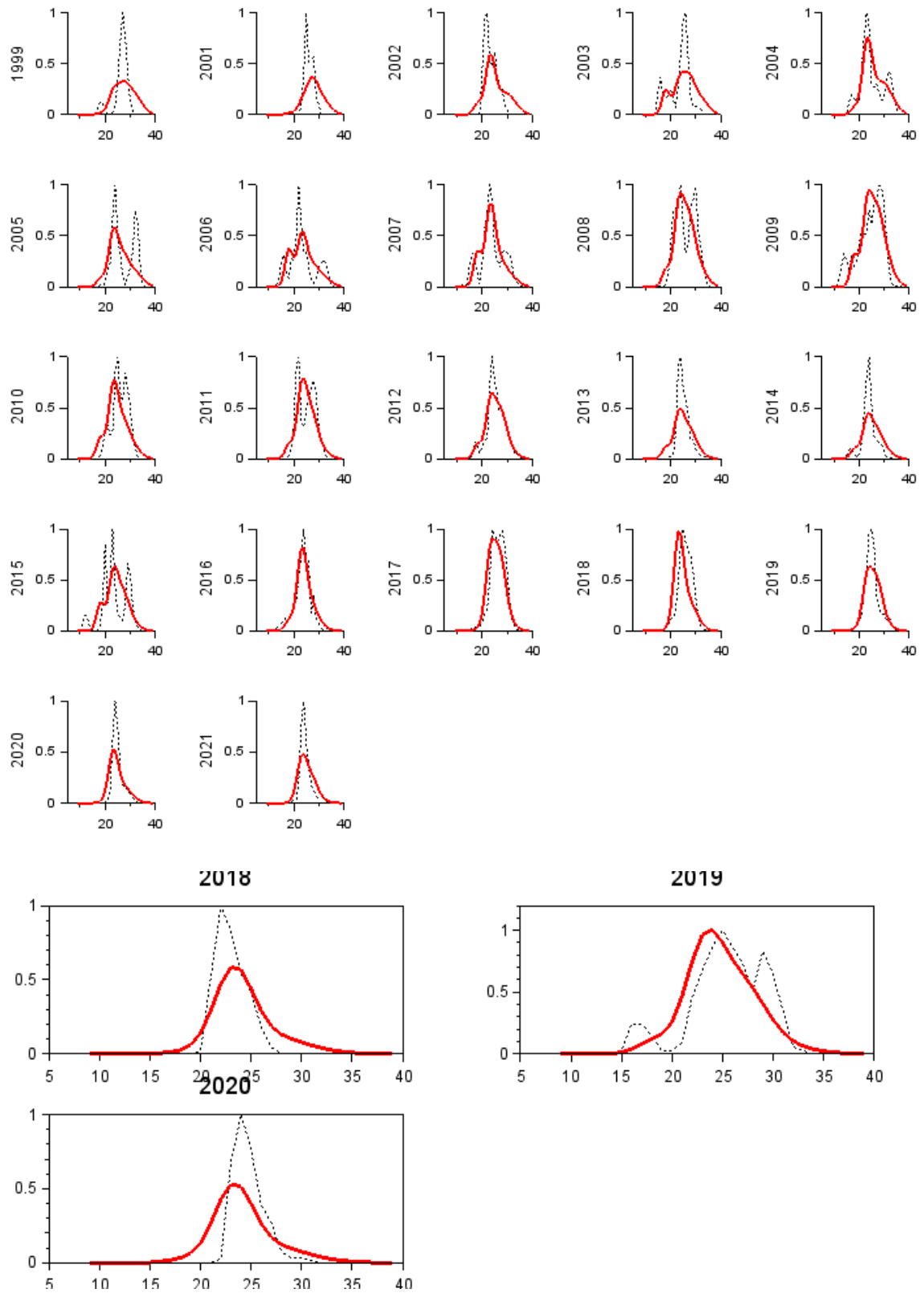


Figura B3. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de las capturas anuales y a los cruceros acústicos (abajo) de **BOTELLA**.

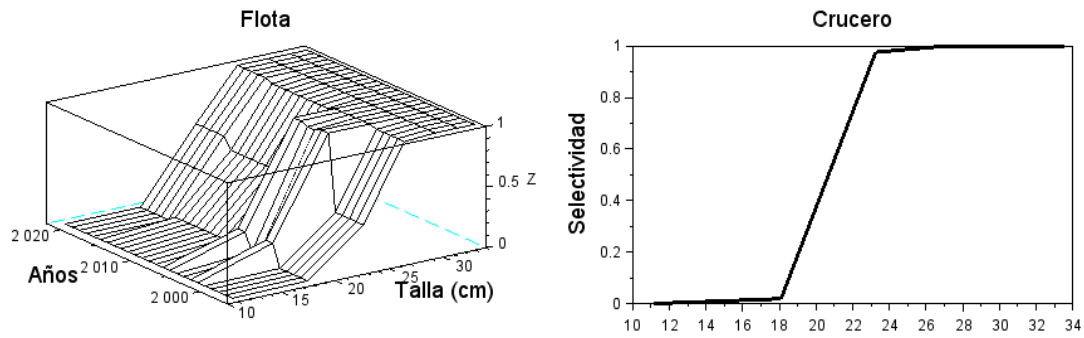


Figura B4. Selectividad a la talla por bloques de años de la flota (arriba) y los cruceros acústicos (abajo) de **BOTELLA**.

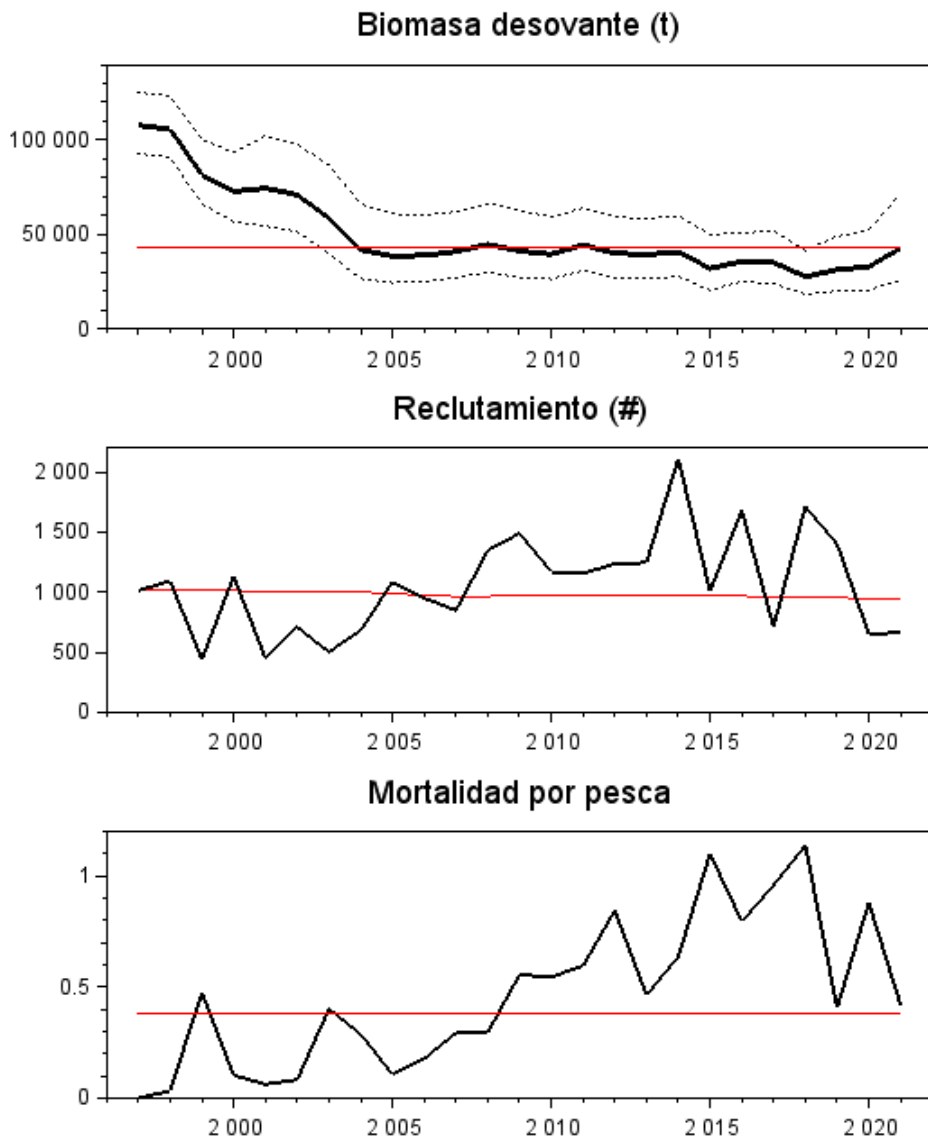


Figura B5. Biomasa desovante, reclutamientos y mortalidad por pesca de **BOTELLA**. Las líneas rojas representan valores de referencia (objetivos de manejo para BD y F) y reclutamiento esperado. La línea delgada segmentada corresponde a los intervalos de confianza al 95%.

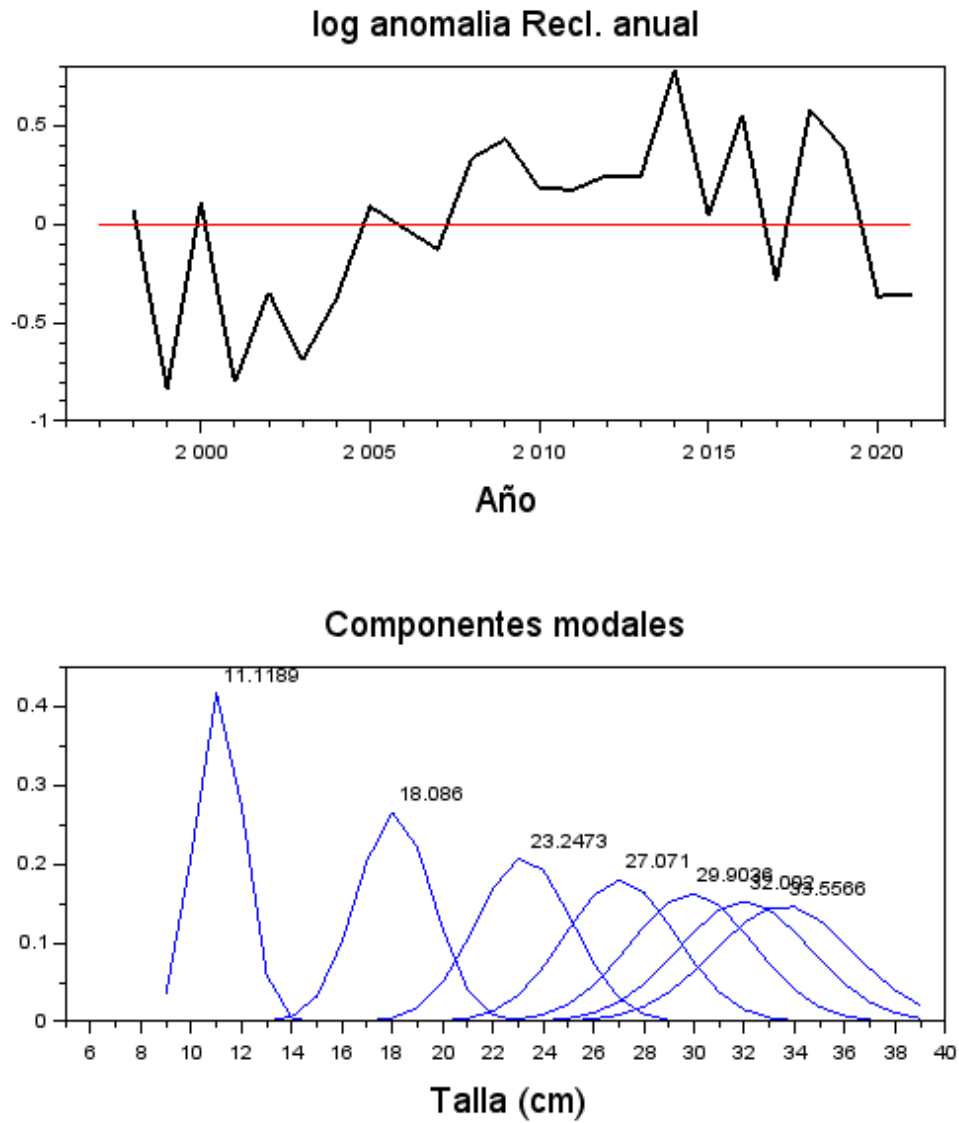


Figura B6. Anomalías del logaritmo de los reclutamientos anuales (arriba) y distribución de tallas de los grupos de edad (abajo) de **BOTELLA**.

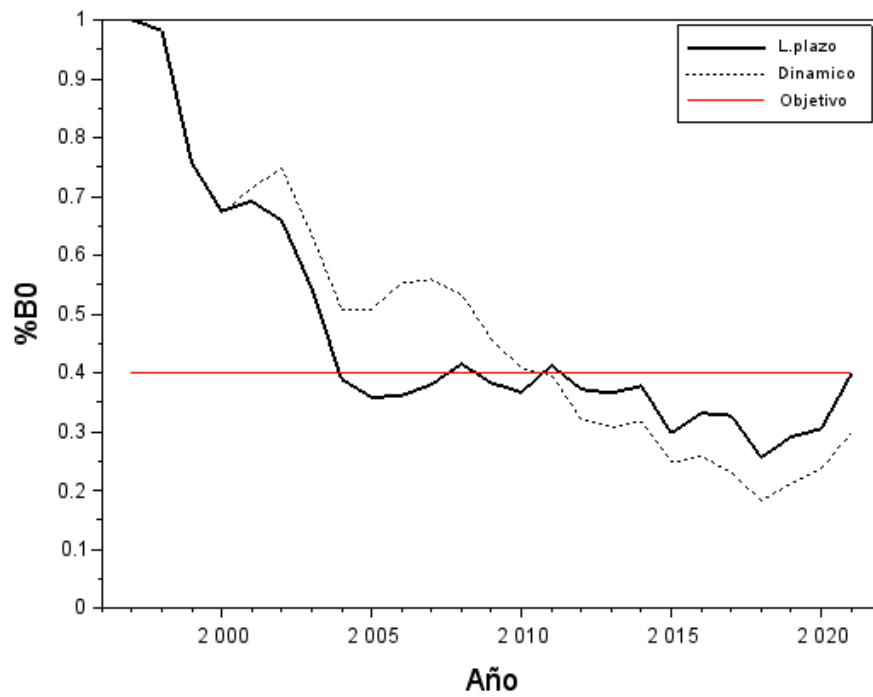


Figura B7. Variación anual de la proporción de la biomasa virginal de largo plazo, dinámica y valor objetivo de **BOTELLA**.

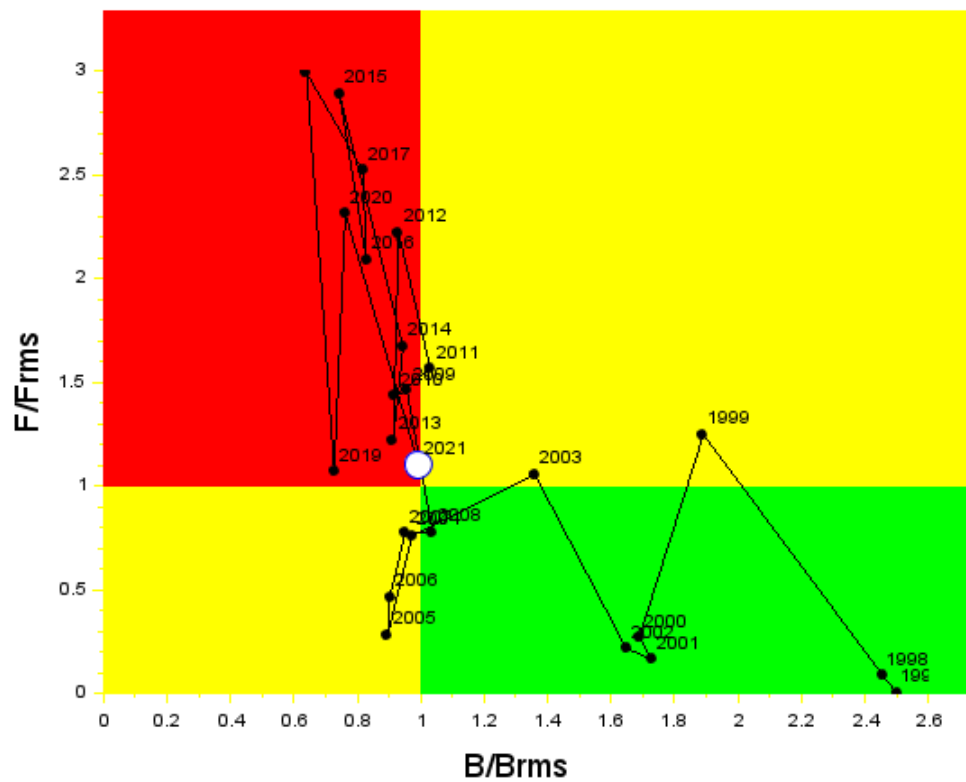


Figura B8. Diagrama de Kobe. El círculo representa la condición actual. Recurso **BOTELLA**.

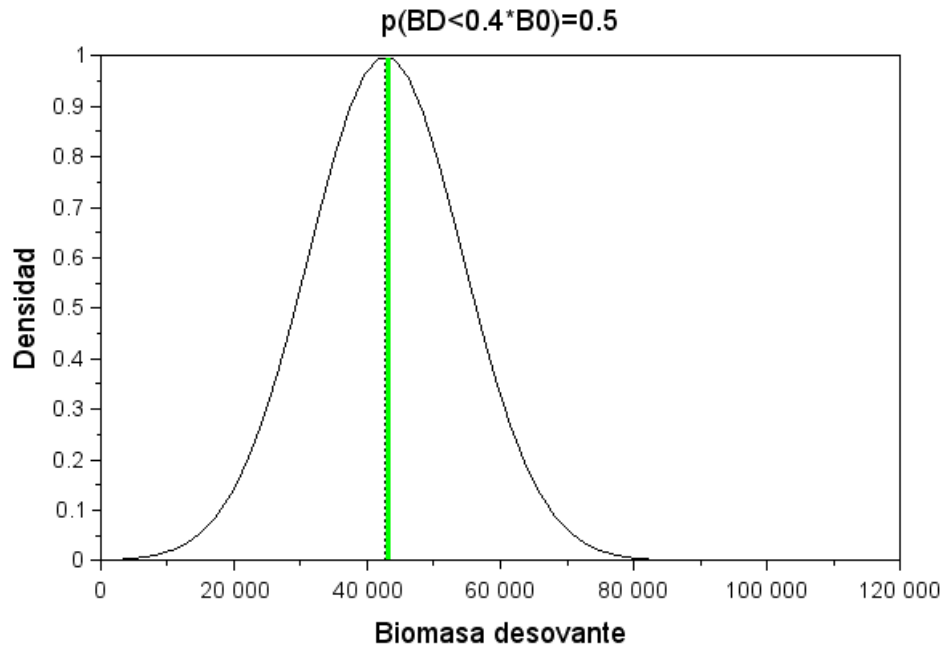


Figura B9. Distribución de la probabilidad de la biomasa desovante (línea negra) y su relación respecto del valor objetivo (línea verde). El título del gráfico representa la probabilidad de sobre-explotación. Recurso **BOTELLA**.

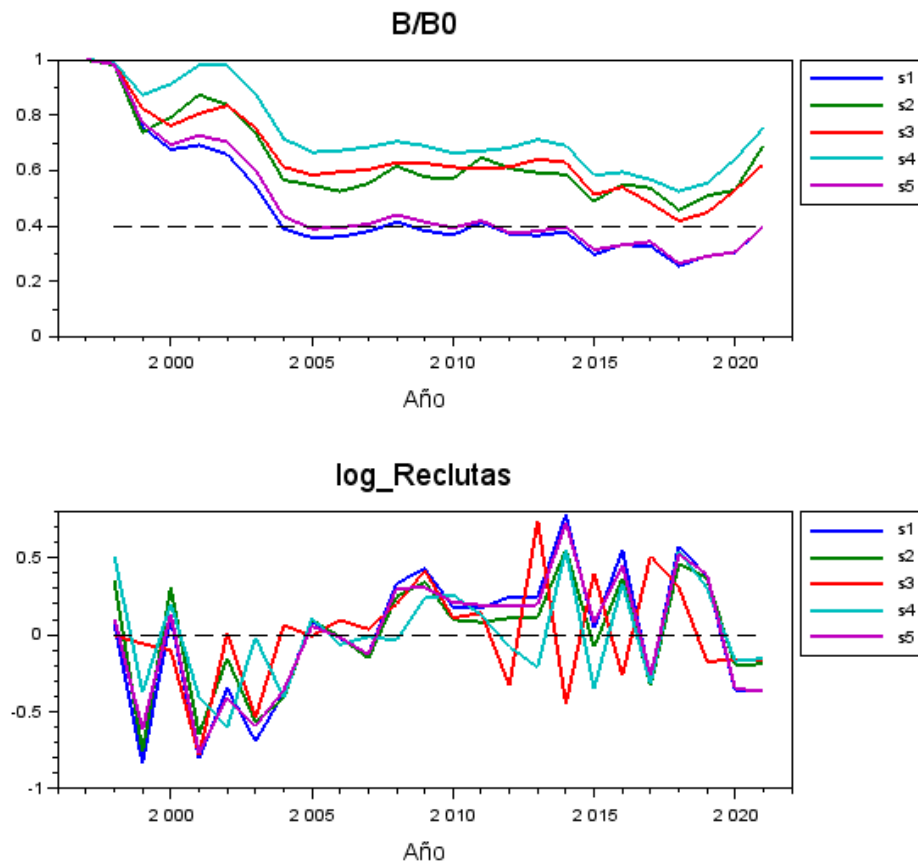


Figura B10. Escenarios de evaluación de stock: Proporción de la biomasa virginal de largo plazo (B/B_0) y variabilidad anual del reclutamiento (escala logarítmica). Recurso **BOTELLA**.

Tabla B1. Series de capturas, CPUE y biomasa acústica empleadas en la evaluación del stock del recurso **BOTELLA**.

Año	Capturas(t)	CPUE	B.Acustica(t)
1997	1	0.000	0
1998	4201	0.000	0
1999	48913	1.109	0
2000	9317	0.539	0
2001	5686	1.728	0
2002	9806	0.449	0
2003	36297	0.447	0
2004	19710	0.435	0
2005	6545	0.408	0
2006	13034	0.351	0
2007	25178	0.867	0
2008	19388	0.340	0
2009	34956	0.409	0
2010	35273	0.337	0
2011	43812	0.441	0
2012	56403	0.629	0
2013	28856	0.427	122000
2014	42140	0.367	0
2015	64533	0.413	0
2016	52538	0.444	0
2017	60167	0.379	0
2018	64647	0.331	118000
2019	20712	0.352	138000
2020	55844	0.466	90831
2021	31093	0.516	0

Tabla B2. Estimaciones anuales del reclutamiento (Recl.), biomasa desovante, mortalidad por pesca, índice de sobrepesca (F/F40), proporción de B0 de largo plazo (B/B0), y proporción de B0 dinámico (RPRdin) del recurso **BOTELLA**.

Año	Recl(#)	Biomasa(t)	F	F/F40	B/B0	RPRdin
1997	1012	107726	0.000	0.000	1.000	1.000
1998	1092	105828	0.033	0.086	0.982	0.982
1999	439	81484	0.473	1.246	0.756	0.756
2000	1130	72746	0.102	0.269	0.675	0.671
2001	449	74508	0.062	0.163	0.692	0.715
2002	707	70995	0.082	0.216	0.659	0.747
2003	501	58588	0.400	1.053	0.544	0.636
2004	682	41906	0.288	0.757	0.389	0.507
2005	1081	38580	0.106	0.278	0.358	0.508
2006	949	38911	0.177	0.465	0.361	0.552
2007	848	40953	0.293	0.770	0.380	0.559
2008	1346	44684	0.295	0.777	0.415	0.533
2009	1489	41224	0.554	1.458	0.383	0.457
2010	1168	39545	0.544	1.432	0.367	0.408
2011	1153	44419	0.594	1.563	0.412	0.396
2012	1236	40070	0.843	2.219	0.372	0.321
2013	1244	39354	0.463	1.218	0.365	0.307
2014	2110	40694	0.636	1.673	0.378	0.317
2015	1007	32023	1.099	2.891	0.297	0.248
2016	1678	35714	0.794	2.089	0.332	0.258
2017	712	35224	0.957	2.519	0.327	0.231
2018	1711	27600	1.136	2.989	0.256	0.182
2019	1399	31340	0.406	1.068	0.291	0.211
2020	650	32853	0.878	2.311	0.305	0.237
2021	663	42785	0.419	1.103	0.397	0.298

Tabla B3. Diferencia en log-verosimilitud respecto del valor mínimo según caso de análisis por conjunto de datos empleados en la evaluación de stock del recurso **BOTELLA**.

Caso	Total	CPUE	Cruceros	Desemb	prop_C	prop_N	priors
1	32.31	5.67	0.14	0.12	32.29	1.51	3.85
2	14.14	0.00	0.00	0.02	21.46	2.85	1.08
3	0.00	3.63	0.09	0.02	0.00	6.95	0.58
4	2.31	2.79	0.03	0.00	5.41	5.35	0.00
5	18.06	6.12	0.08	0.11	20.86	0.00	2.16

Tabla B4. Parámetros biológicos según caso de análisis de la evaluación de stock del recurso BOTELLA.

Caso	B/B0	Loo	k	Lo	alfa	beta	M	h
1	0.40	38.00	0.30	11.12	0.00	0.08	0.60	0.90
2	0.69	38.00	0.30	10.88	0.00	0.08	0.90	0.90
3	0.62	38.00	0.21	11.56	0.00	0.08	0.60	0.90
4	0.75	33.57	0.30	15.47	0.00	0.08	0.60	0.90
5	0.40	38.00	0.30	11.33	1.59	0.00	0.60	0.90

4.1.2. Chuhueco (*Cetengraulys mysticetus*)

La pesquería de Chuhueco destaca por una notable variabilidad en los desembarques así como los datos empleados. No obstante esto, el modelo de análisis logra reproducir las principales tendencias de los índices de abundancia y las composiciones de tallas de las capturas. Mención aparte es la señal de los cruceros acústicos, y cuyo ajuste desestima el bajo valor observado el año más reciente (**Figura CH1**). La bondad estadística de ajuste del modelo se refleja en la relación entre la amplitud de los intervalos de confianza de los datos y el valor esperado contenido en ellos. La correlación parcial de la CPUE observada y predicha es baja ($r=0.42$) pero notablemente mayor en las composiciones de tallas ($r=0.71$) (**Figura CH2b**). El error de observación demostrado en la relativa falta de ajuste de algunas piezas de información se debe a múltiples fuentes que caracterizan a la pesquería y al proceso de recolección de la información. La pesquería es antigua y en general se observa una sostenida y pulsátil disminución en las capturas en toda su historia (**Tabla CH1**), sin que esto haya generado mayor efecto en la tendencia de la CPUE y composiciones de tallas de las capturas/talla promedio (**Figura CH1, CH2**). La primera explicación en este tipo de evidencias son cambios de regímenes de productividad. Las composiciones de tallas anuales muestran una notable dinámica reflejada por su bi-modalidad que el modelo no logra reproducir, y del paso de cohortes importantes a través de la pesquería (**Figura CH3**). Las razones de esta falta de ajuste pueden ser de diversa naturaleza, ya sea como el resultado de una dinámica poblacional compleja o errores de observación contenida tanto en los datos como en los parámetros biológicos (**Figura CH3**). En cualquier caso, los efectos de la selectividad muestran que la pesca se ha concentrado principalmente sobre los individuos mayores a 14 cm LT, en tanto la selectividad de los cruceros de investigación indica que a los 18 cm LT se alcanzaría la plena disponibilidad de los individuos (**Figura CH4**).

El análisis de las variables poblacionales muestra que la biomasa de *Cetengraulys mysticetus* ha variado de manera errática por debajo de las 50 mil toneladas y por sobre el valor considerado de referencia (40% B_0). El nivel de reducción poblacional al 2021 se estima a un 51% de la biomasa virginal (**Figura CH5, Tabla CH2**). Si bien la presión de pesca durante gran parte de los 90's fue excesiva, el posterior desarrollo de la pesquería ha disminuido y desde mediados de la década del 2000's, la mortalidad por pesca se ha ubicado en niveles por debajo de su valor de referencia ($F_{40\%}$) (**Figura CH5**). Se destaca también que el desarrollo de la pesquería y sus máximos registros han estado muy ligados a las fluctuaciones del reclutamiento, con anomalías positivas que dominaron gran parte de los 80's y 90's (**Figura CH5**) seguido de una tendencia a la baja relacionado probablemente a una cambio de régimen de productividad (**CH6**). Si bien la disminución de los reclutamientos hacia los años más recientes es un tema incierto debido al método de estimación, esta tendencia a la baja debería ser verificada con el desarrollo de las próximas temporadas de pesca. El reclutamiento de este recurso se estima con talla modal principalmente en torno a 13 cm LT (**Figura CH6**).

La variación anual de la biomasa respecto de la biomasa B_0 indica que la población no ha tenido mayores episodios de sobreexplotación, y se estima que al 2021 la población de Chuhueco se ubicaría al 51% de B_0 y por ende por sobre el objetivo de manejo (40% B_0) (**Figura CH7**). El diagrama de Kobe (**Figura CH8**) muestra que la historia de la pesquería de este recurso es alternancia en estados de sobrepesca pero no de sobreexplotación. La condición más reciente la ubica lejos de sobrepesca y sobreexplotación (**Figura CH8**), de hecho, el riesgo latente de sobreexplotación al 2021 se estima cercano al 23% (**Figura CH9**).

El análisis de escenarios muestra que la biomasa relativa a B_0 se encuentra mayormente determinada por los supuestos de crecimiento (S3-S5) y en menor magnitud, el supuesto de incremento de la mortalidad natural (**Figura CH10**). El mejor ajuste del modelo a los datos correspondió al escenario S3 (mínimo valor de verosimilitud) (**Tabla CH3**) y corresponde a una estimación del valor de $k=0.30$ menor al empleado en el caso base S1 ($k=0.42$) (**Tabla CH4**). Este valor significa un cociente $M/k=2.6$ apenas admisible biológicamente ($1.5 < M/k < 2.5$) y en el cual la población podría encontrarse próxima al 74% de la biomasa B_0 . Considerando las implicancias de estas estimaciones para el manejo pesquero, se recomienda mayor investigación en cuanto a los parámetros de crecimiento de este recurso

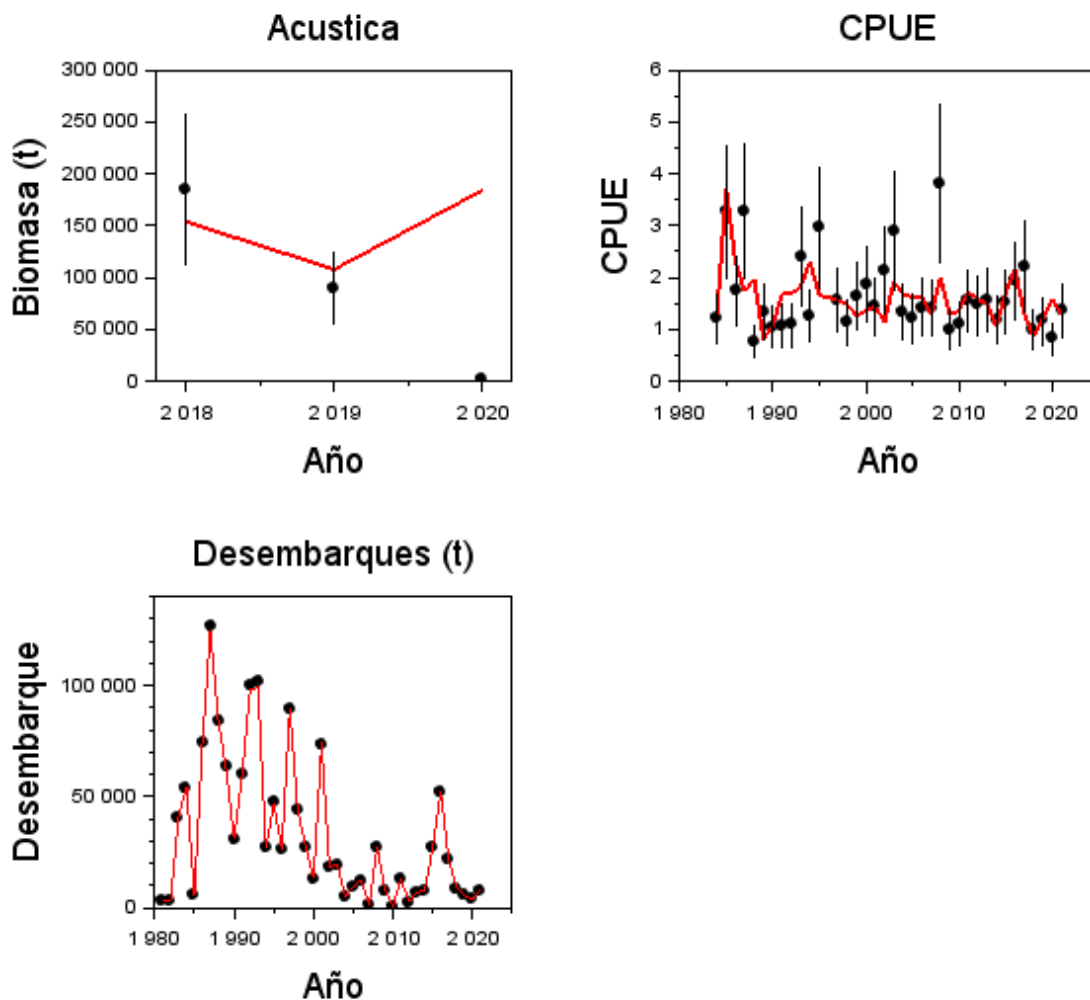


Figura CH1. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a los datos de biomasa acústica, CPUE y desembarques de CHUHUECO.

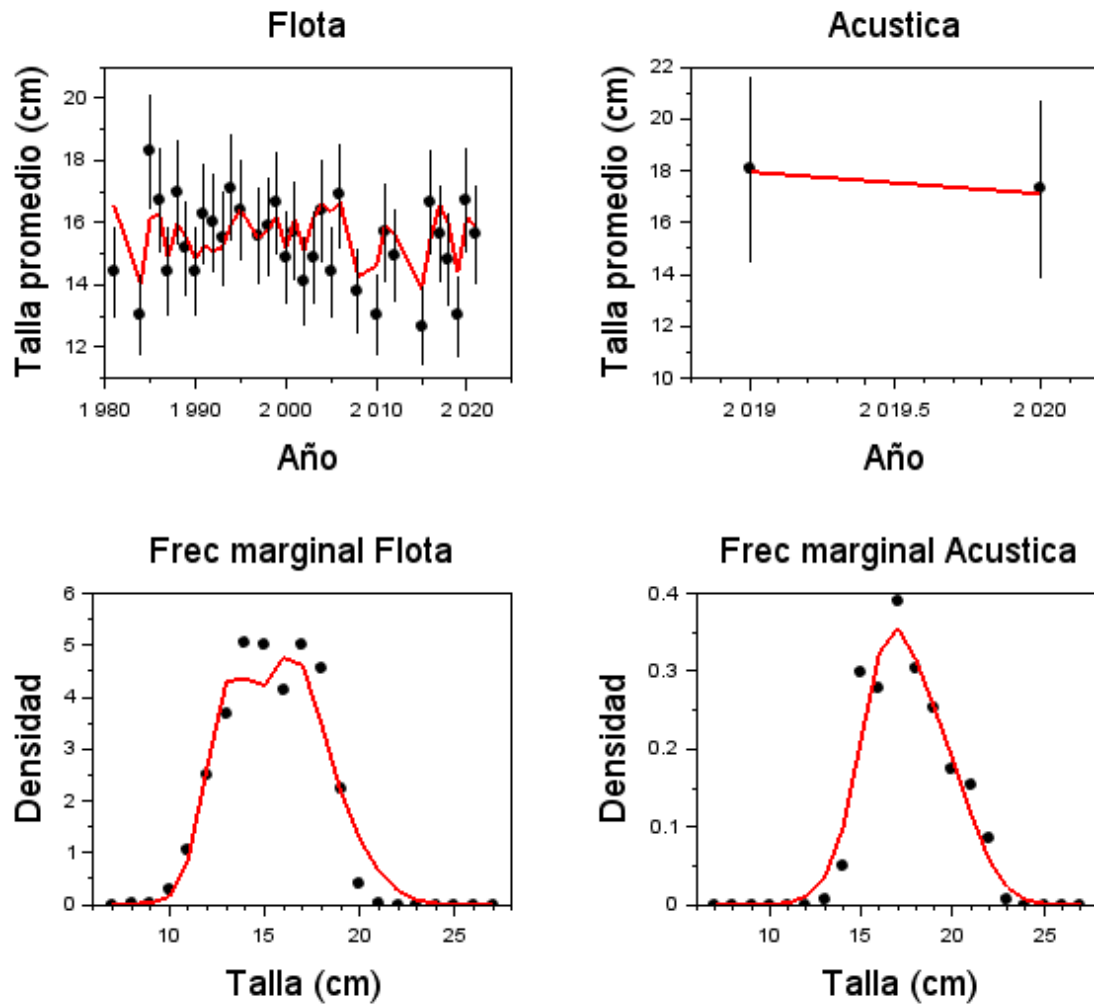


Figura CH2. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a la talla promedio de las capturas, la evaluación acústica, y las frecuencias de tallas marginales totales de las capturas y cruceros acústicos de CHUHUECO.

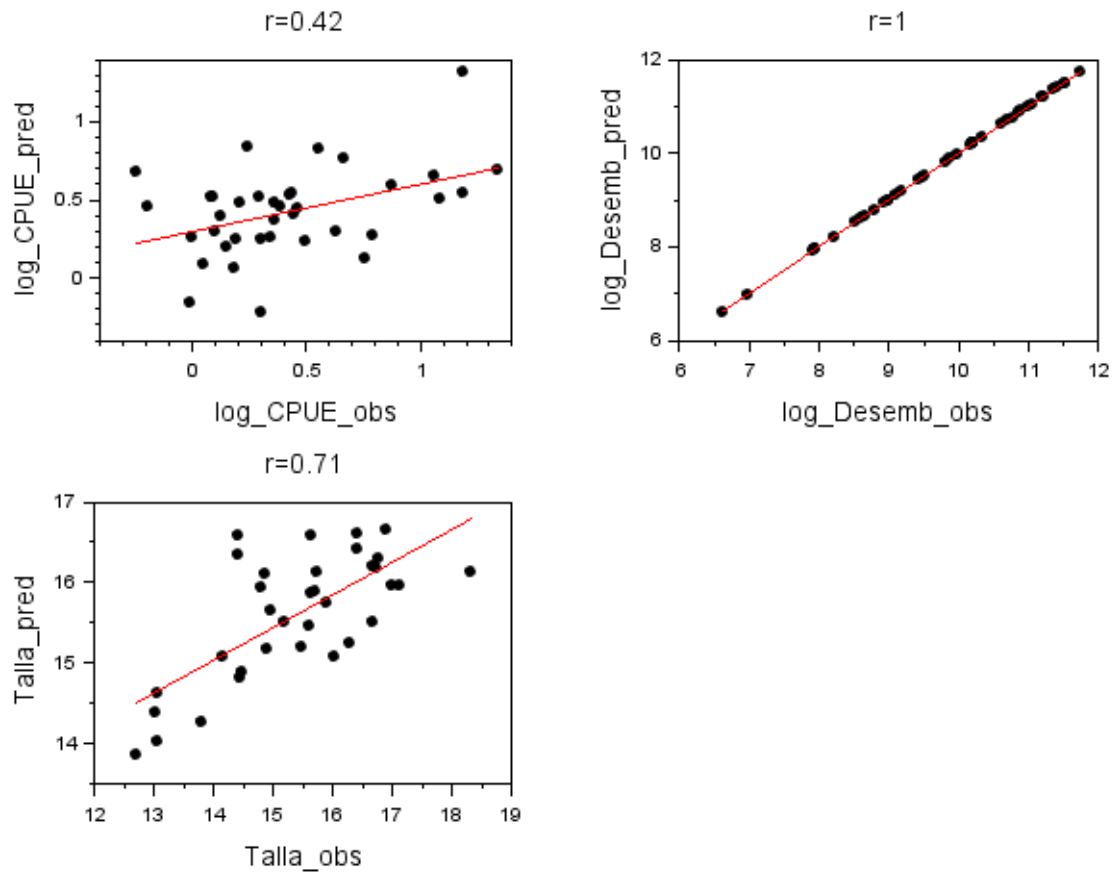


Figura CH2b. Diagrama de dispersión y correlación parcial de la CPUE, desembarques y talla promedio observada y ajustada de **CHUHUECO**.

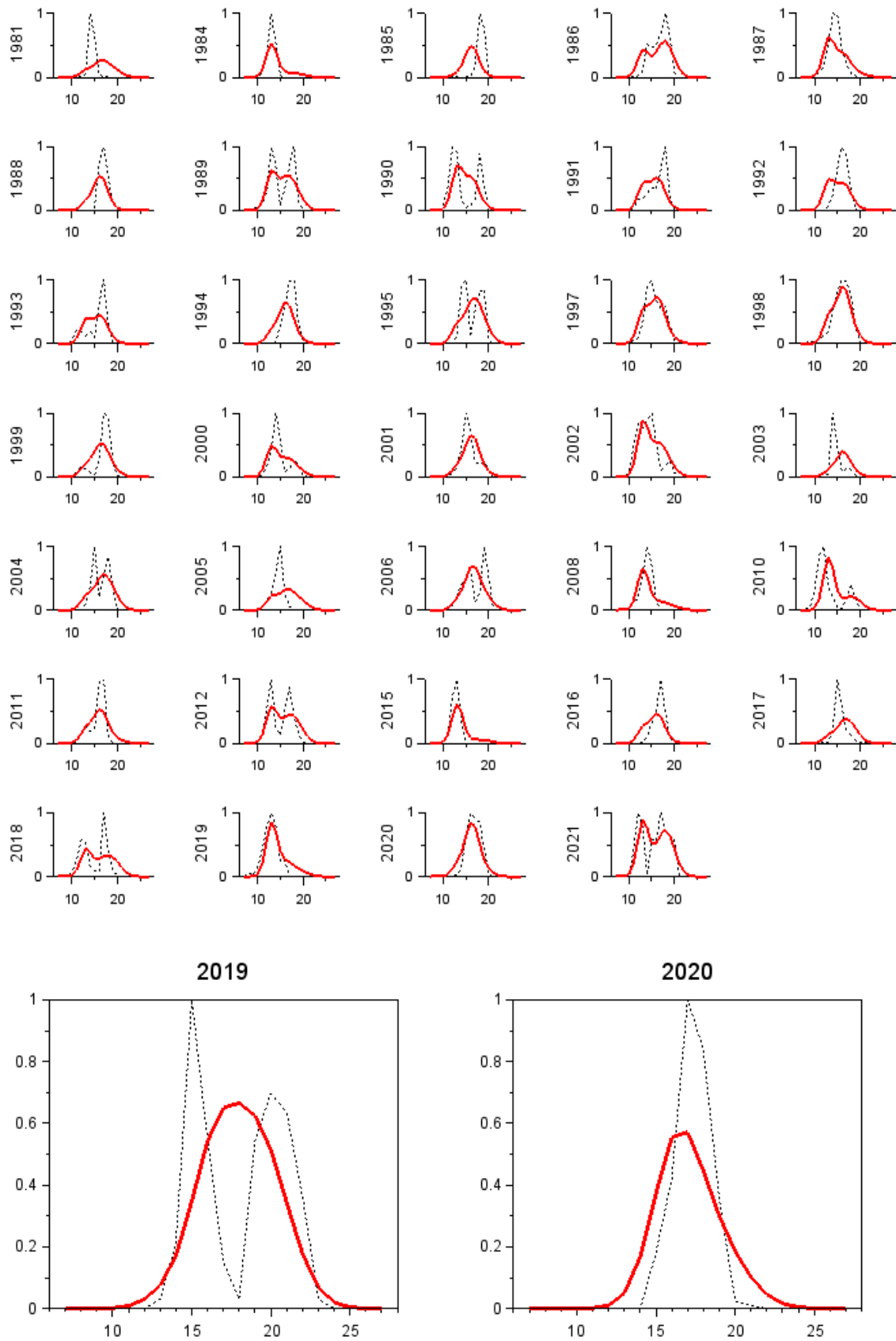


Figura CH3. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de las capturas anuales y a los cruceros acústicos (abajo) de **CHUHUECO**.

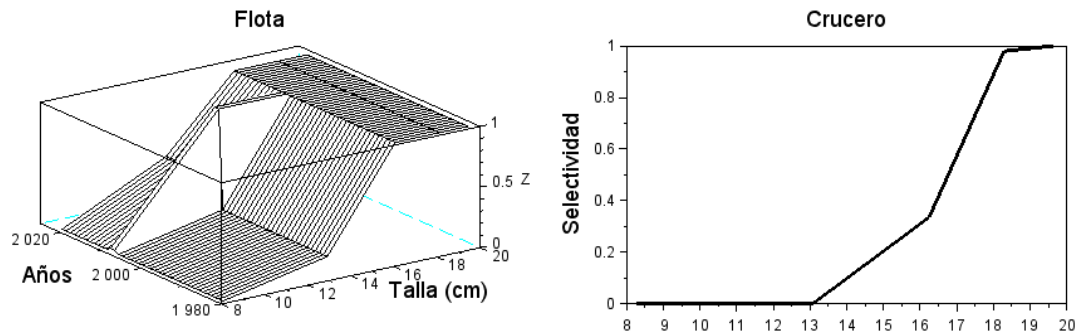


Figura CH4. Selectividad a la talla por bloques de años de la flota (arriba) y los cruceros acústicos (abajo) de **CHUHUECO**.

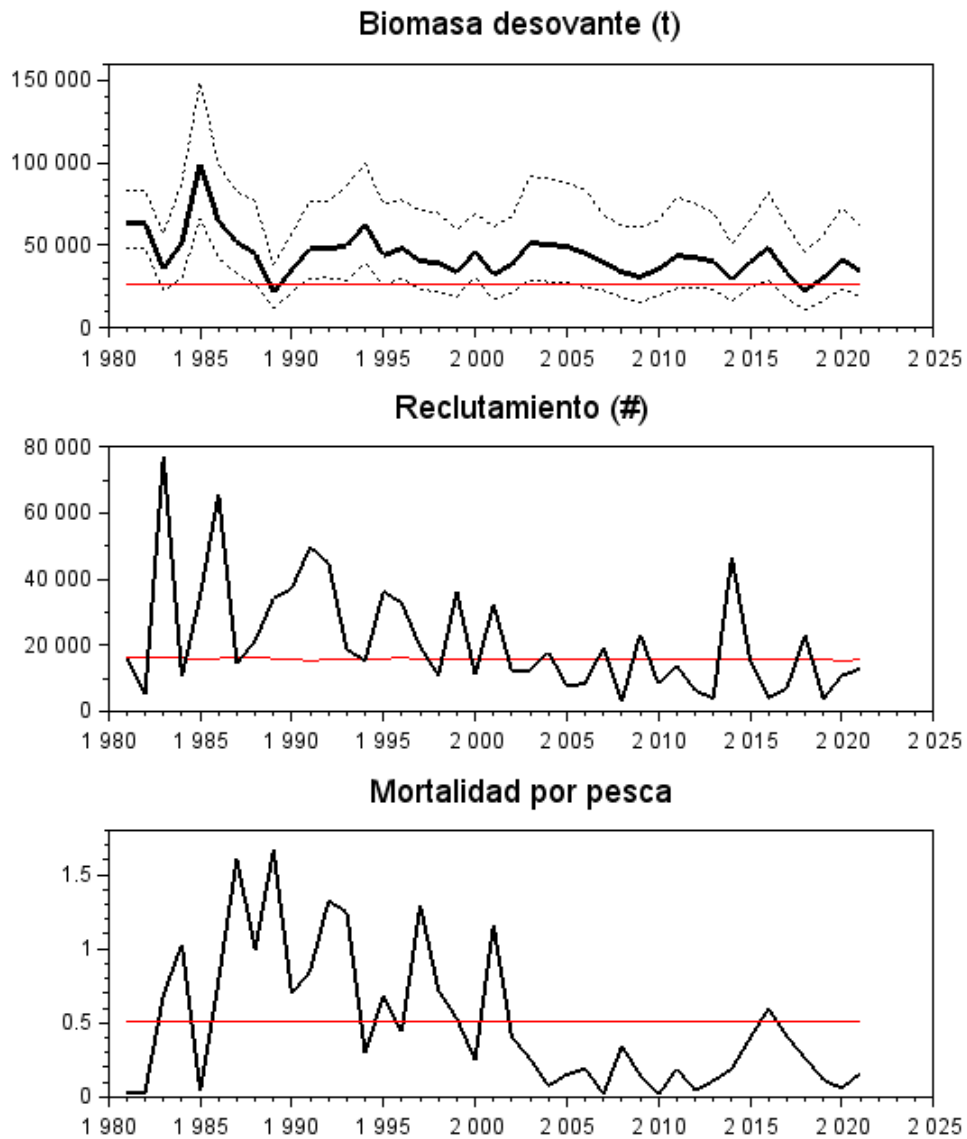


Figura CH5. Biomasa desovante, reclutamientos y mortalidad por pesca de **CHUHUECO**. Las líneas rojas representan valores de referencia (objetivos de manejo para BD y F) y reclutamiento esperado. La línea delgada segmentada corresponde a los intervalos de confianza al 95%.

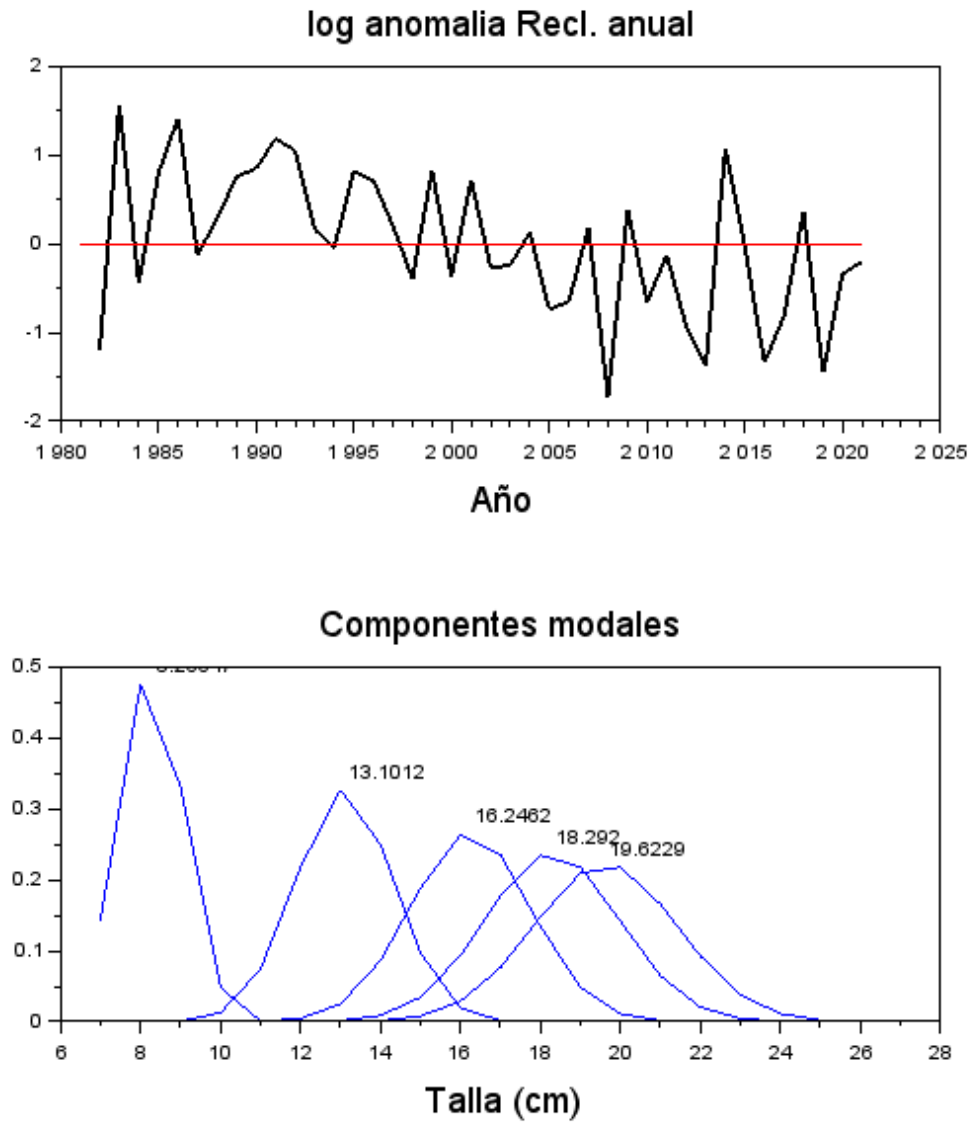


Figura CH6. Anomalías del logaritmo de los reclutamientos anuales (arriba) y distribución de tallas de los grupos de edad (abajo) de **CHUHUECO**.

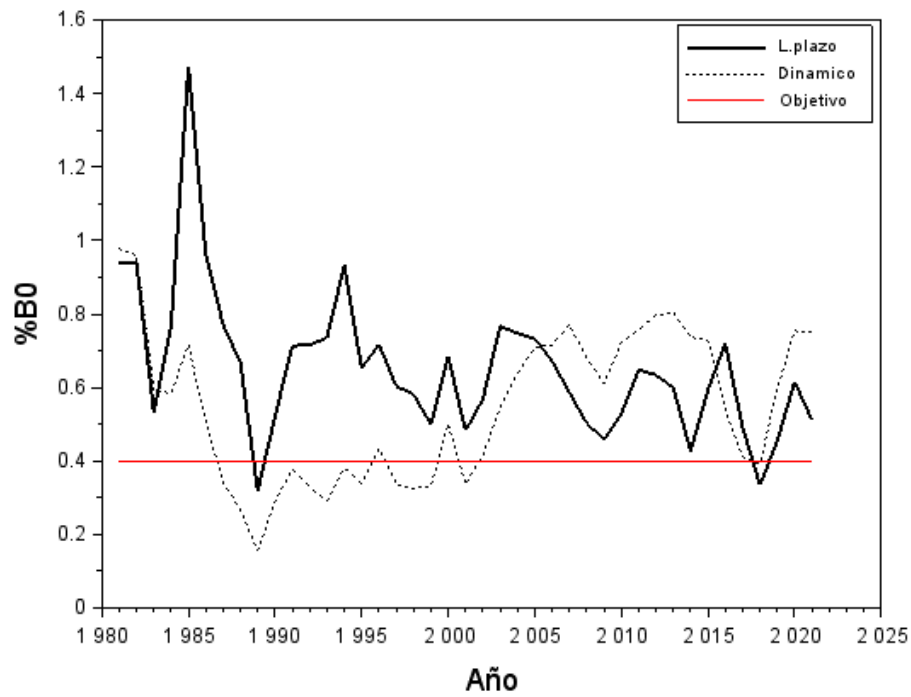


Figura CH7. Variación anual de la proporción de la biomasa virginal de largo plazo, dinámica y valor objetivo de **CHUHUECO**.

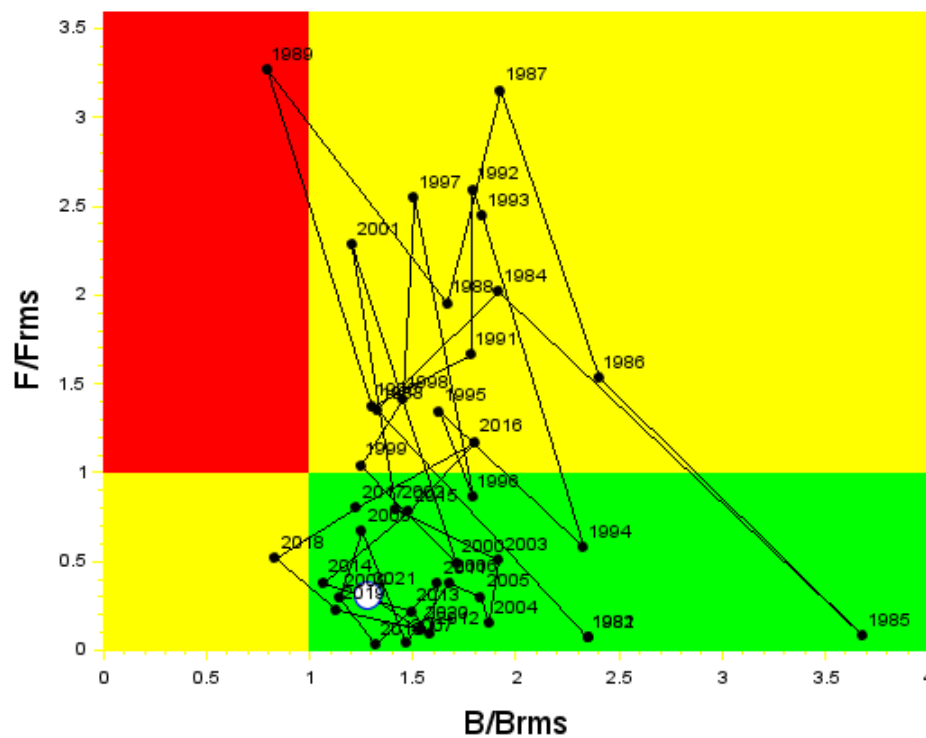


Figura CH8. Diagrama de Kobe. El círculo representa la condición actual. Recurso **CHUHUECO**.

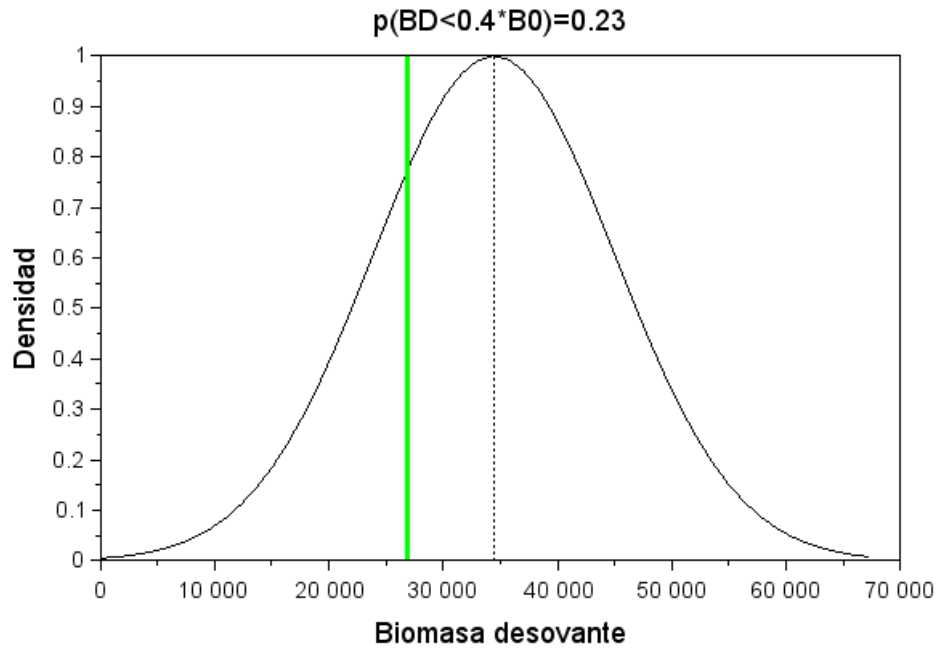


Figura CH9. Distribución de la probabilidad de la biomasa desovante (línea negra) y su relación respecto del valor objetivo (línea verde). El título del gráfico representa la probabilidad de sobre-explotación. Recurso **CHUHUECO**.

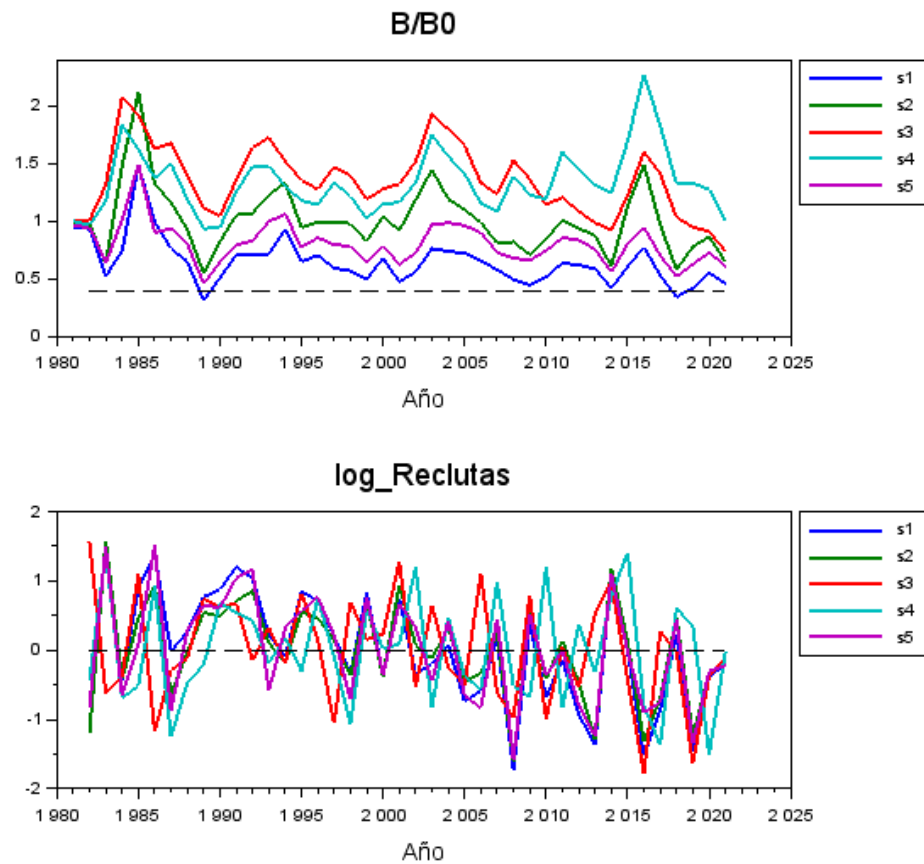


Figura CH10. Escenarios de evaluación de stock: Proporción de la biomasa virginal de largo plazo (B/B_0) y variabilidad anual del reclutamiento (escala logarítmica). Recurso **CHUHUECO**.

Tabla CH1. Series de capturas, CPUE y biomasa acústica empleadas en la evaluación del stock del recurso **CHUHUECO**.

Año	Capturas(t)	CPUE	B.Acustica(t)
1981	2832	0.000	0
1982	2832	0.000	0
1983	40384	0.000	0
1984	54029	1.217	0
1985	5788	3.267	0
1986	74246	1.740	0
1987	126420	3.277	0
1988	84346	0.780	0
1989	63433	1.348	0
1990	30996	1.051	0
1991	59637	1.087	0
1992	99672	1.098	0
1993	101683	2.404	0
1994	27164	1.272	0
1995	47660	2.963	0
1996	26354	0.000	0
1997	89723	1.582	0
1998	44474	1.135	0
1999	27221	1.648	0
2000	13333	1.879	0
2001	73289	1.437	0
2002	18288	2.140	0
2003	19492	2.894	0
2004	5061	1.341	0
2005	9672	1.234	0
2006	12332	1.431	0
2007	1079	1.407	0
2008	26928	3.821	0
2009	7586	0.999	0
2010	741	1.103	0
2011	13012	1.554	0
2012	2758	1.473	0
2013	6535	1.567	0
2014	8001	1.199	0
2015	26803	1.534	0
2016	52300	1.946	0
2017	21593	2.211	0
2018	8859	0.991	185000
2019	5489	1.166	90000
2020	3667	0.827	2813
2021	7997	1.356	0

Tabla CH2. Estimaciones anuales del reclutamiento (Recl.), biomasa desovante, mortalidad por pesca, índice de sobrepesca (F/F40), proporción de B0 de largo plazo (B/B0), y proporción de B0 dinámico (RPRdin) del recurso **CHUHUECO**.

Año	Recl(#)	Biomasa(t)	F	F/F40	B/B0	RPRdin
1981	16112	63220	0.035	0.068	0.941	0.978
1982	4855	63178	0.035	0.068	0.940	0.959
1983	77184	35687	0.690	1.352	0.531	0.595
1984	10305	51536	1.029	2.017	0.767	0.584
1985	34687	99061	0.040	0.078	1.474	0.716
1986	65700	64678	0.781	1.532	0.962	0.506
1987	14389	51826	1.605	3.148	0.771	0.343
1988	21295	44844	0.995	1.951	0.667	0.268
1989	34090	21375	1.666	3.267	0.318	0.157
1990	37142	35034	0.699	1.370	0.521	0.290
1991	49623	47950	0.848	1.663	0.713	0.378
1992	44912	48133	1.322	2.592	0.716	0.328
1993	18626	49423	1.246	2.444	0.735	0.291
1994	15318	62667	0.294	0.576	0.932	0.381
1995	36180	43828	0.685	1.344	0.652	0.338
1996	32723	48228	0.438	0.859	0.718	0.433
1997	19444	40556	1.297	2.543	0.603	0.338
1998	10746	39064	0.721	1.413	0.581	0.325
1999	36138	33580	0.528	1.035	0.500	0.332
2000	10939	46015	0.250	0.489	0.685	0.500
2001	32333	32422	1.162	2.278	0.482	0.337
2002	12112	38144	0.405	0.793	0.568	0.415
2003	12280	51558	0.258	0.506	0.767	0.544
2004	17901	50247	0.077	0.151	0.748	0.638
2005	7611	49268	0.152	0.298	0.733	0.709
2006	8328	45100	0.192	0.377	0.671	0.716
2007	19220	39430	0.021	0.042	0.587	0.771
2008	2839	33750	0.341	0.669	0.502	0.680
2009	23364	30790	0.150	0.294	0.458	0.610
2010	8112	35544	0.014	0.028	0.529	0.722
2011	13792	43569	0.191	0.375	0.648	0.759
2012	6203	42605	0.045	0.088	0.634	0.796
2013	3983	40229	0.110	0.216	0.599	0.805
2014	46687	28660	0.192	0.376	0.426	0.737
2015	15276	39874	0.397	0.778	0.593	0.727
2016	4074	48371	0.595	1.167	0.720	0.539
2017	6977	33025	0.409	0.801	0.491	0.412
2018	22875	22492	0.263	0.516	0.335	0.393
2019	3662	30446	0.115	0.225	0.453	0.594
2020	10885	41362	0.059	0.116	0.615	0.754
2021	12747	34425	0.158	0.310	0.512	0.750

Tabla CH3. Diferencia en log-verosimilitud respecto del valor mínimo según caso de análisis por conjunto de datos empleados en la evaluación de stock del recurso **CHUHUECO**.

Caso	Total	CPUE	Cruceros	Desemb	prop_C	prop_N	priors
1	76.43	7.71	9.36	0.65	63.08	1.43	9.94
2	21.58	0.00	4.91	0.08	30.89	1.45	0.00
3	0.00	2.62	0.00	0.00	0.00	8.01	5.11
4	0.65	1.80	3.91	0.00	2.26	4.34	4.09
5	59.13	5.89	12.17	0.25	51.13	0.00	5.44

Tabla CH4. Parámetros biológicos según caso de análisis de la evaluación de stock del recurso **CHUHUECO**.

Caso	B/B0	Loo	k	Lo	alfa	beta	M	h
1	0.51	22.10	0.43	8.17	0.00	0.09	0.80	0.90
2	0.65	22.10	0.43	8.29	0.00	0.09	1.20	0.90
3	0.74	22.10	0.30	8.48	0.00	0.08	0.80	0.90
4	1.00	19.60	0.43	12.04	0.00	0.08	0.80	0.90
5	0.61	22.10	0.43	8.76	1.27	0.00	0.80	0.90

4.1.3. Macarela (*Scomber japonicus*)

El ajuste del modelo de análisis al índice de abundancia CPUE resultó adecuado y destacan dos períodos de abundancia; uno de altas densidades previo al año 2000, y otro de bajos niveles de abundancia en donde la CPUE ha variado sin mayor tendencia (**Figura M1**). Por su parte y si bien la variabilidad temporal de la biomasa acústica en los tres últimos años es reproducida por el modelo, este no es capaz de reproducir la escala de la biomasa debido, por un lado, al efecto que ejerce el más bajo valor estimado el 2013, y por otro, que el aparente incremento hasta el 2018 no ha sido registrado en la pesquería (**Figura M1**). La bondad de ajuste del modelo se verifica en que la mayoría de los casos la amplitud de los intervalos de confianza de la estimación contiene a los datos (**Figura M2**), y en niveles de correlación parcial entre datos y estimaciones mayores a $r=0.78$ (**Figura M2b**). Se destaca en general, que el error de observación es relevante debido a múltiples fuentes que caracterizan a la pesquería y al proceso de recolección de los datos. Al igual que la CPUE, se observan dos períodos de productividad en las capturas, siendo la más baja aquella iniciada en los 90's (**Tabla M1**) lo cual es consistente con las composiciones de tallas promedio de las capturas (**Figura M1, M2**). En efecto, se observa que la talla promedio de los individuos ha disminuido en la misma época del cambio de escala en la CPUE. Una explicación en este tipo de evidencias son cambios de regímenes de productividad y la otra, un efecto mixto como resultado de una explotación intensa. Las composiciones de tallas anuales muestran una notable dinámica reflejada en el paso de cohortes importantes a través de la pesquería (**Figura M3**), mientras la falta de ajuste a las composiciones de tallas del crucero se puede relacionar entre otros factores, a la discordancia entre la distribución del recurso versus la zona de evaluación acústica. Además de esto, la polimodalidad de estas estructuras no es consistente con lo que se observa en la pesquería (**Figura M3**). Por su lado, el patrón de selectividad muestra los tres períodos de años identificados, del cual destaca que en el período más antiguo y extenso (1980-2000) predominaron los individuos más grandes y mayores a 25 cm LF. En la última década la talla de selectividad al 50% se ha reducido a 20 cm LF, mientras que la selectividad de los cruceros muestra una anómala tendencia creciente en función de la talla (**Figura M4**).

El análisis de las variables poblacionales indica que la biomasa de *Scomber japonicus* ha presentado dos períodos de abundancia destacados previamente por la CPUE. Un primer período 1975-2000 con altos niveles de productividad poblacional y biomasa desovante promedio de 500 mil toneladas, y otro de los últimos 21 años con biomasa en torno a las 130 mil toneladas y por debajo del valor considerado de referencia (40% B_0). El nivel de reducción poblacional al 2021 se estima en torno al 22% de la biomasa virginal (**Figura M7, Tabla M2**) y se estima muy relacionada con el incremento registrado en los desembarques del mismo año. Si bien la presión de pesca entre 1990 y el 2010 fue en general moderada, y cuyos valores de mortalidad por pesca fluctuaron por debajo de su valor de referencia ($F_{40\%}$) (**Figura M5**), la población igualmente declinó como consecuencia del régimen de sus reclutamientos. En efecto, se destacan grandes pulsos de reclutamientos y anomalías positivas que dominaron hasta mediados de los 90's, seguido de un notable cambio de escala en cuyo caso el valor promedio de los reclutamientos ha disminuido en torno a la mitad del promedio histórico (**Figura M5, M6**). Si bien el incremento de los reclutamientos hacia los años más recientes es un tema incierto debido al método de estimación, esta tendencia debería ser verificada con el desarrollo de las próximas temporadas de pesca. El reclutamiento de este recurso se estima con talla modal en torno a 11.9 cm LF (**Figura M6**).

El diagnóstico de la población corrobora lo indicado por Canales y Jurado (2021) e indica que la población se ubica por debajo de la biomasa de referencia, y el potencial desovante se ha reducido al 32% de la biomasa que hubiese existido sin pesca (**Figura M7, Tabla M2**). De acuerdo a lo anterior, el diagrama de Kobe ubica a la población con evidencias de sobreexplotación ($B/B_{rms} < 0.4$) y sobrepesca ($F > F_{rms}$) (**Figura M8**), lo último traducido en un nivel de esfuerzo de pesca casi el doble de lo recomendable ($F/F_{rms} = 2.8$). La incertidumbre de estimación indica que el riesgo de sobreexplotación al 2021 es del 99% (**Figura M9**).

Una extensión del análisis muestra que la biomasa relativa a B_0 es sensible a todas las hipótesis evaluadas, y que tanto el escenario base (S1) como los escenarios relacionados con el crecimiento (S3 y S5) son los que estiman las más bajas condiciones poblacionales. No obstante esto, la tendencia y variabilidad de los reclutamientos resultan similares (**Figura M10**). El mejor ajuste del modelo a los datos correspondió al escenario S5 (mínimo valor de verosimilitud) (**Tabla M3**) en el cual se supone que la desviación estándar de la talla a la edad es invariante con la edad (**Tabla M4**). De acuerdo con este escenario, igualmente admisible, la población podría encontrarse próxima al 18% de la biomasa B_0 . Considerando las implicancias de estas estimaciones para el manejo pesquero, se recomienda mayor investigación en cuanto al crecimiento de este recurso.

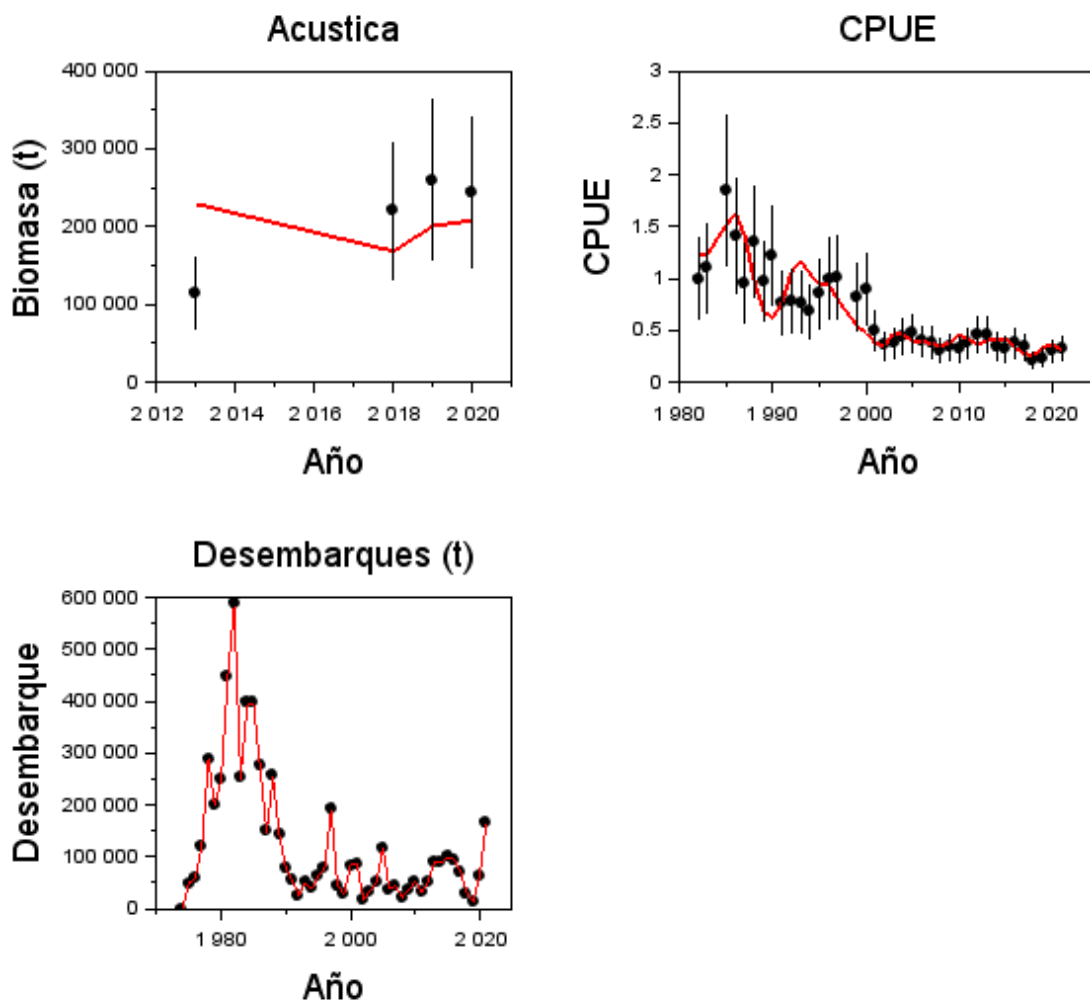


Figura M1. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a los datos de biomasa acústica, CPUE y desembarques de **MACARELA**.

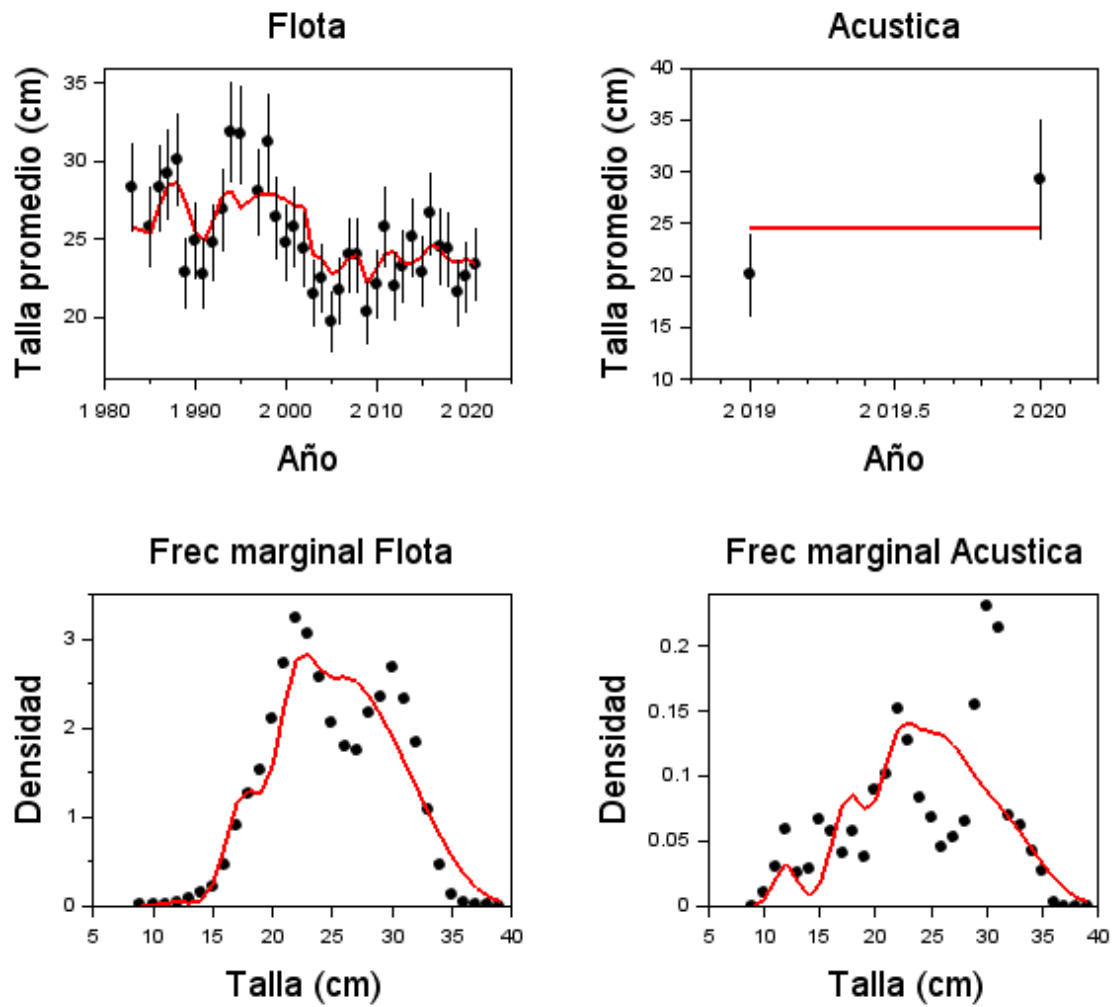


Figura M2. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a la talla promedio de las capturas, la evaluación acústica, y las frecuencias de tallas marginales totales de las capturas y cruceros acústicos de **MACARELA**.

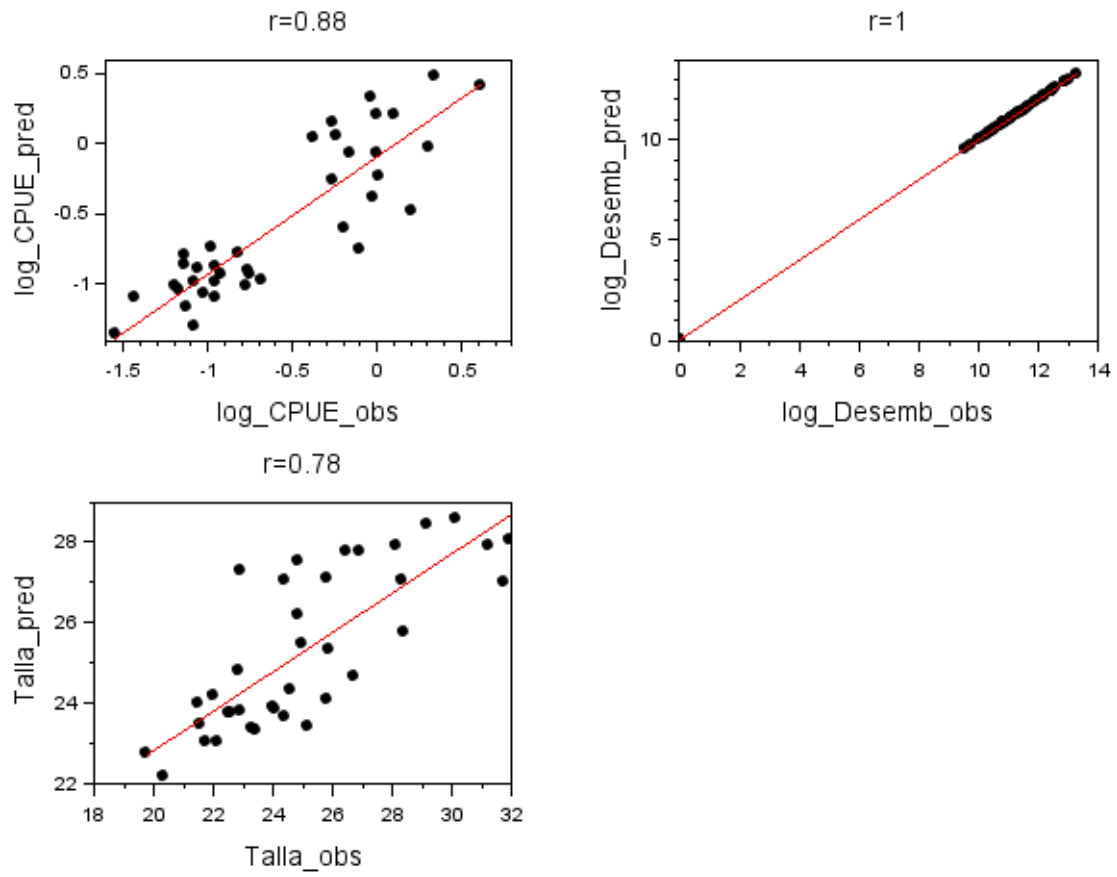


Figura M2b. Diagrama de dispersión y correlación parcial de la CPUE, desembarques y talla promedio observada y ajustada de **MACARELA**.

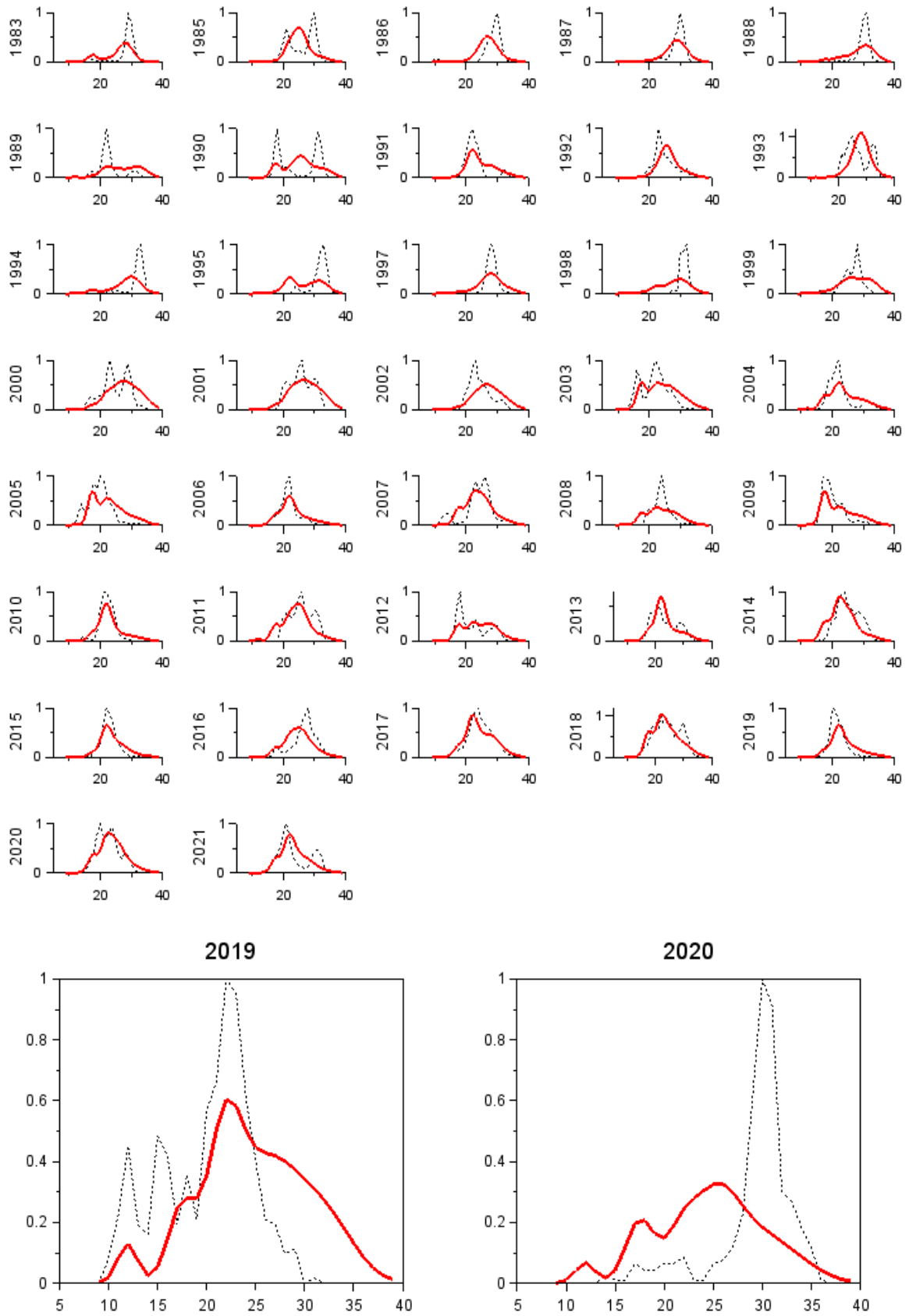


Figura M3. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de las capturas anuales y a los cruceros acústicos (abajo) de **MACARELA**.

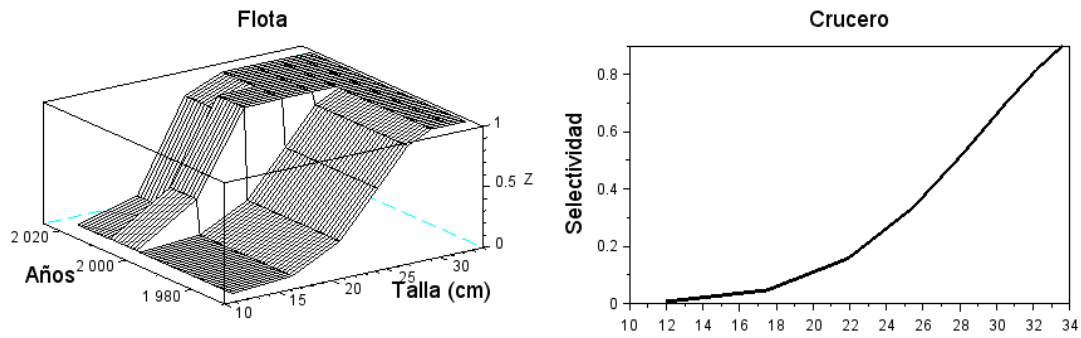


Figura M4. Selectividad a la talla por bloques de años de la flota (arriba) y los cruceros acústicos (abajo) de **MACARELA**.

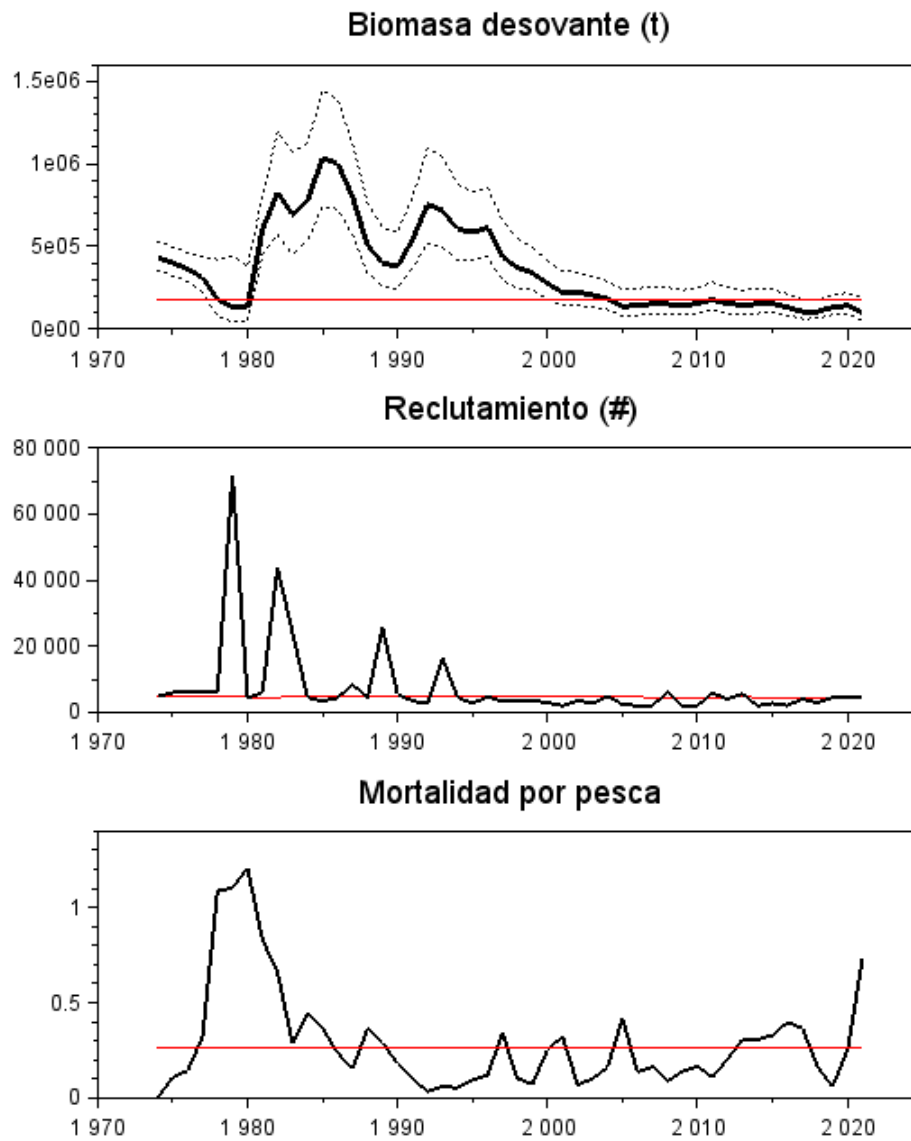


Figura M5. Biomasa desovante, reclutamientos y mortalidad por pesca de **MACARELA**. Las líneas rojas representan valores de referencia (objetivos de manejo para BD y F) y reclutamiento esperado. La línea delgada segmentada corresponde a los intervalos de confianza 95%.

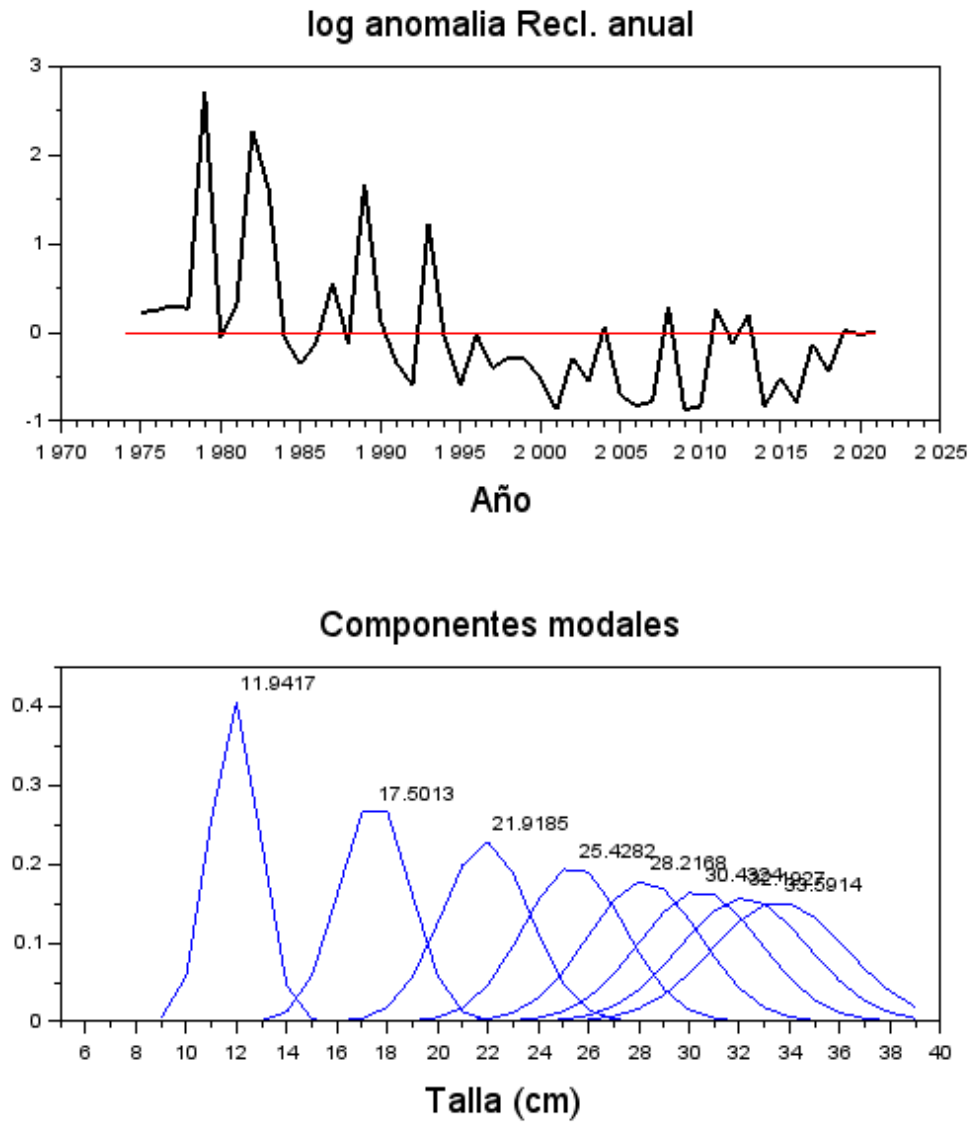


Figura M6. Anomalías del logaritmo de los reclutamientos anuales (arriba y distribución de tallas de los grupos de edad (abajo) de **MACARELA**.

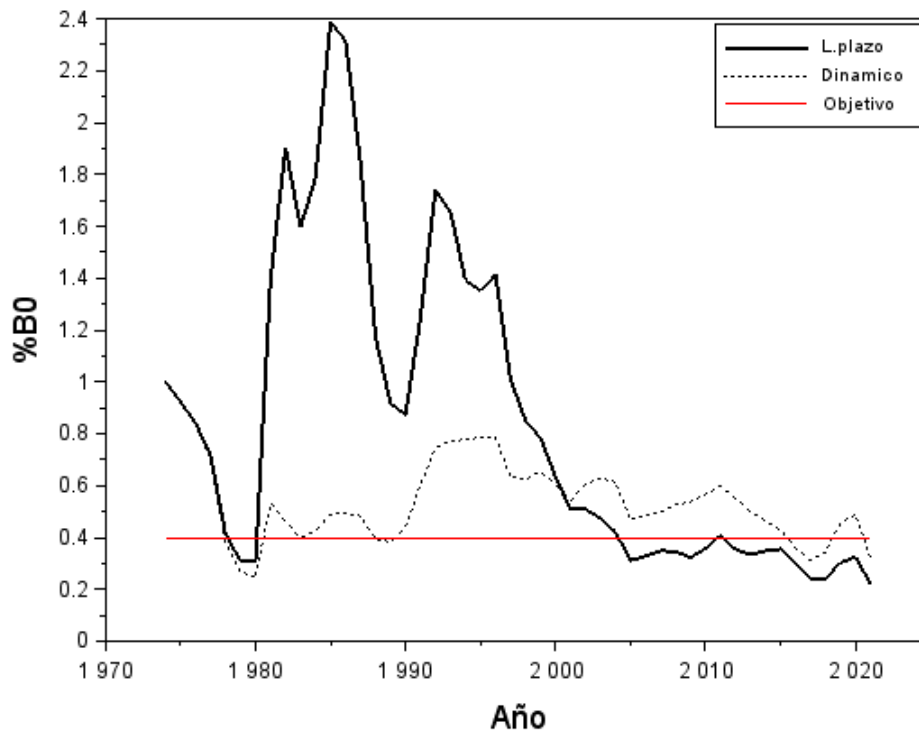


Figura M7. Variación anual de la proporción de la biomasa virginal de largo plazo, dinámica y valor objetivo de **MACARELA**.

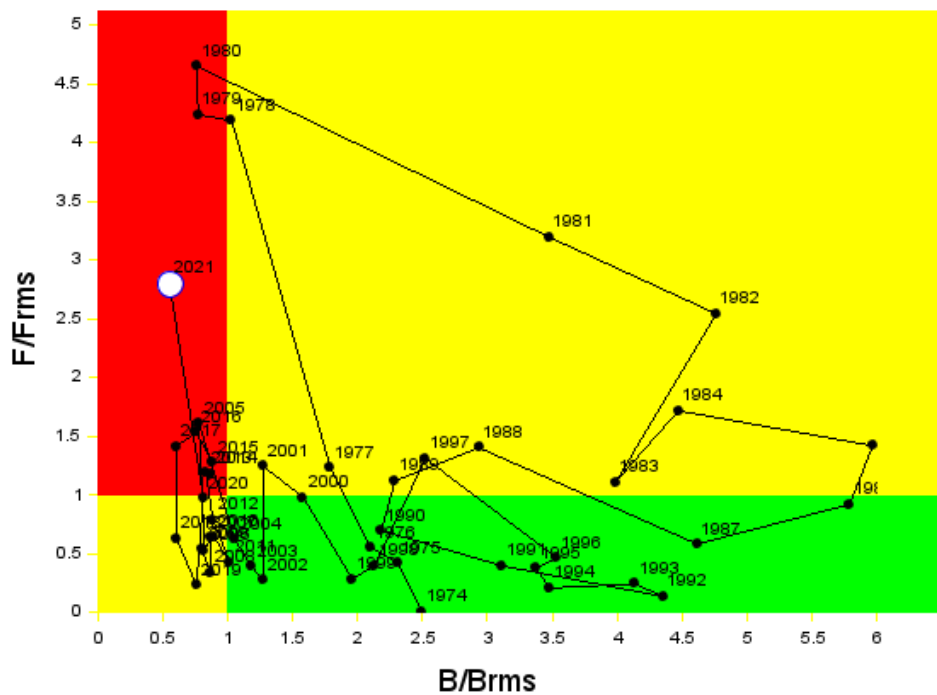


Figura M8. Diagrama de Kobe (abajo). El círculo rojo representa la condición actual. Recurso **MACARELA**.

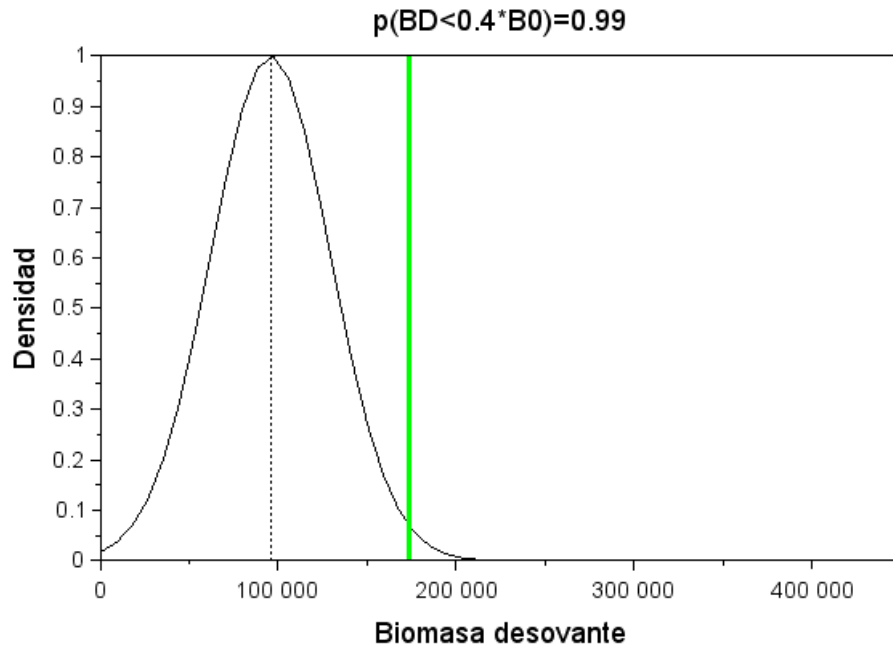


Figura M9. Distribución de la probabilidad de la biomasa desovante (línea negra) y su relación respecto del valor objetivo (línea verde). El título del gráfico representa la probabilidad de sobreexplotación. Recurso **MACARELA**.

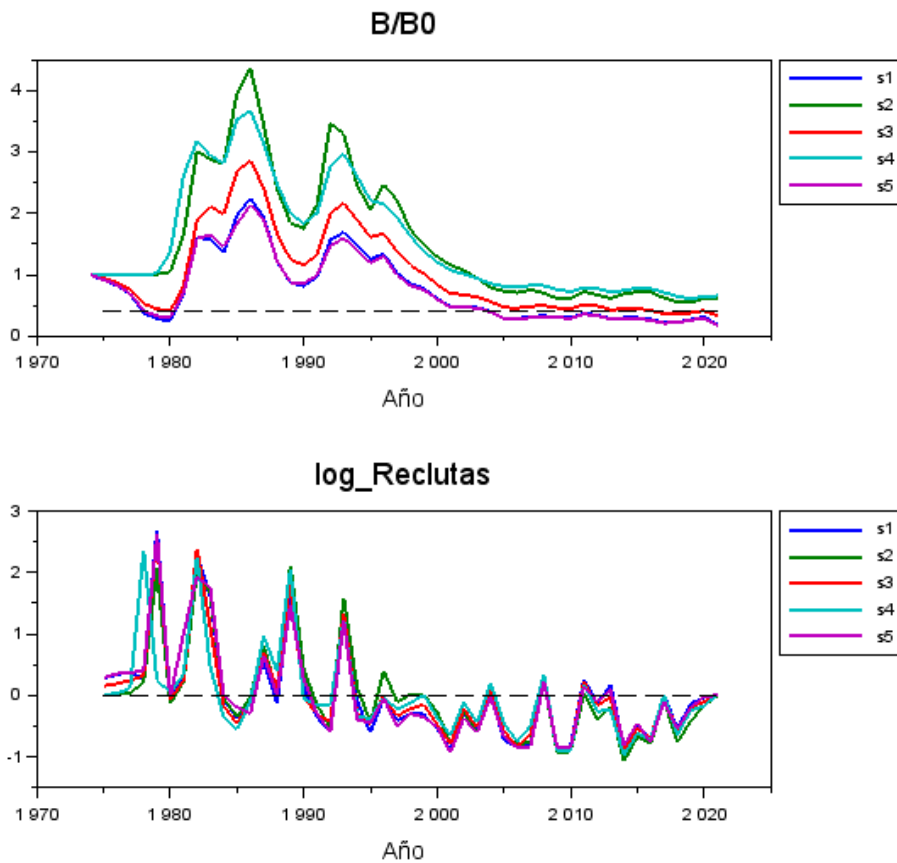


Figura M10. Escenarios de evaluación de stock: Proporción de la biomasa virginal de largo plazo (B/B0) y variabilidad anual del reclutamiento (escala logarítmica). Recurso **MACARELA**.

Tabla M1. Series de capturas, CPUE y biomasa acústica empleadas en la evaluación del stock del recurso **MACARELA**.

Año	Capturas(t)	CPUE	B.Acustica(t)
1974	1	0.000	0
1975	49788	0.000	0
1976	59745	0.000	0
1977	119490	0.000	0
1978	288768	0.000	0
1979	199150	0.000	0
1980	248938	0.000	0
1981	448088	0.000	0
1982	589375	1.000	0
1983	252667	1.105	0
1984	396913	0.000	0
1985	397863	1.854	0
1986	274852	1.403	0
1987	149302	0.962	0
1988	255548	1.358	0
1989	141333	0.974	0
1990	78639	1.226	0
1991	55023	0.770	0
1992	25651	0.791	0
1993	50980	0.767	0
1994	38991	0.683	0
1995	63577	0.852	0
1996	79484	1.000	0
1997	192181	1.011	0
1998	44716	0.000	0
1999	28307	0.828	0
2000	83923	0.899	0
2001	85248	0.506	0
2002	17074	0.359	0
2003	33272	0.376	0
2004	51806	0.442	0
2005	115406	0.472	0
2006	37664	0.397	0
2007	43171	0.384	0
2008	21758	0.308	0
2009	36679	0.338	0
2010	52751	0.320	0
2011	31799	0.383	0
2012	51838	0.461	0
2013	88793	0.466	115000
2014	88394	0.348	0
2015	99630	0.321	0
2016	94674	0.386	0
2017	70727	0.338	0
2018	29591	0.212	220000
2019	13983	0.239	260000
2020	64477	0.302	245050
2021	166587	0.325	0

Tabla M2. Estimaciones anuales del reclutamiento (Recl.), biomasa desovante, mortalidad por pesca, índice de sobrepesca (F/F40), proporción de *B0* de largo plazo (B/B0), y proporción de *B0* dinámico (RPRdin) del recurso **MACARELA**.

Año	Recl(#)	Biomasa(t)	F	F/F40	B/B0	RPRdin
1974	4759	433091	0.000	0.000	1.000	1.000
1975	5939	399488	0.109	0.419	0.922	0.922
1976	6117	364397	0.142	0.547	0.841	0.841
1977	6410	310177	0.320	1.232	0.716	0.698
1978	6221	178601	1.088	4.184	0.412	0.381
1979	71517	133797	1.101	4.235	0.309	0.269
1980	4311	132449	1.208	4.647	0.306	0.246
1981	6037	601613	0.830	3.194	1.389	0.533
1982	43636	825054	0.660	2.539	1.905	0.460
1983	24094	690820	0.288	1.108	1.595	0.398
1984	4527	774268	0.446	1.714	1.788	0.426
1985	3350	1033620	0.368	1.417	2.387	0.490
1986	4334	1002990	0.238	0.917	2.316	0.491
1987	8474	799254	0.151	0.579	1.845	0.482
1988	4255	508446	0.364	1.399	1.174	0.395
1989	25619	396632	0.291	1.118	0.916	0.383
1990	5460	377994	0.181	0.695	0.873	0.439
1991	3370	540001	0.102	0.393	1.247	0.605
1992	2619	753952	0.035	0.133	1.741	0.745
1993	16328	716715	0.062	0.239	1.655	0.773
1994	4538	602886	0.053	0.205	1.392	0.777
1995	2635	584933	0.096	0.371	1.351	0.787
1996	4687	612118	0.120	0.462	1.413	0.786
1997	3210	437351	0.340	1.306	1.010	0.633
1998	3636	368694	0.103	0.395	0.851	0.623
1999	3558	339444	0.073	0.282	0.784	0.656
2000	2823	274320	0.254	0.975	0.633	0.603
2001	1966	219935	0.324	1.245	0.508	0.543
2002	3536	220646	0.071	0.272	0.509	0.602
2003	2671	205370	0.100	0.385	0.474	0.630
2004	4923	182477	0.162	0.621	0.421	0.613
2005	2279	134809	0.418	1.607	0.311	0.470
2006	2007	142438	0.136	0.523	0.329	0.484
2007	2061	151008	0.165	0.634	0.349	0.498
2008	6030	149793	0.088	0.340	0.346	0.527
2009	1899	139466	0.139	0.536	0.322	0.536
2010	1961	154817	0.167	0.642	0.357	0.567
2011	5852	176525	0.109	0.421	0.408	0.598
2012	4001	153462	0.204	0.783	0.354	0.552
2013	5579	144235	0.309	1.187	0.333	0.502
2014	1953	150802	0.306	1.176	0.348	0.465
2015	2701	153757	0.330	1.270	0.355	0.430
2016	2052	131033	0.398	1.531	0.303	0.360
2017	4004	104473	0.366	1.409	0.241	0.311
2018	2885	104549	0.163	0.628	0.241	0.343
2019	4469	131468	0.060	0.230	0.304	0.457
2020	4293	140686	0.252	0.969	0.325	0.488
2021	4534	95743	0.728	2.799	0.221	0.323

Tabla M3. Diferencia en log-verosimilitud respecto del valor mínimo según caso de análisis por conjunto de datos empleados en la evaluación de stock del recurso **MACARELA**.

Caso	Total	CPUE	Cruceros	Desemb	prop_C	prop_N	priors
1	18.05	3.09	0.04	0.32	12.87	1.67	6.97
2	14.60	4.99	0.00	0.00	8.70	2.23	5.59
3	15.50	0.00	0.12	0.12	15.62	1.95	4.59
4	8.35	2.25	0.09	0.00	11.92	0.99	0.00
5	0.00	0.93	0.03	0.34	0.00	0.00	5.61

Tabla M4. Parámetros biológicos según caso de análisis de la evaluación de stock del recurso **MACARELA**.

Caso	B/B0	Loo	k	Lo	alfa	beta	M	h
1	0.19	39.00	0.23	11.89	0.00	0.08	0.50	0.90
2	0.61	39.00	0.23	11.90	0.00	0.08	0.75	0.90
3	0.33	39.00	0.21	12.66	0.00	0.08	0.50	0.90
4	0.66	36.49	0.23	12.75	0.00	0.08	0.50	0.90
5	0.18	39.00	0.23	12.16	1.53	0.00	0.50	0.90

4.1.4. Picudillo (*Decapterus macrosomma*)

La pesquería de Picudillo ha presentado gran variabilidad y dos peaks en sus desembarques desde sus inicios en la década del 2000, alcanzando un récord de capturas el 2016 con 70 mil toneladas. La dramática reducción de los desembarques desde el 2017 ha sido igualmente advertida por el índice de abundancia CPUE (**Figura PIC1**). No obstante la notable variabilidad de los indicadores, el modelo de análisis logra reproducir las principales tendencias de los datos como es la CPUE y la talla promedio de las capturas. Se destaca también la señal de los cruceros acústicos cuyo ajuste no coincide con la señal exhibida por los datos, lo cual da cuenta de la magnitud de las diversas fuentes de errores de observación y proceso (e.g. la disponibilidad) (**Figura PIC1**). La bondad estadística de ajuste del modelo se refleja tanto en la relación entre la amplitud de los intervalos de confianza de los datos y el valor esperado contenido en ellos (línea roja) (**Figura PIC1 y PIC2**), así como del nivel de correlación parcial entre dato y modelo con más de $r=0.7$. No obstante, la disminución de las capturas y CPUE (**Tabla PIC1**), esto no ha generado mayor efecto en las composiciones de tallas de las capturas/talla promedio las que exhiben una transitoria estabilidad (**Figura CH1, CH2**). Una explicación en este tipo de evidencias son cambios de regímenes de productividad y por ende la abundancia en general. Las composiciones de tallas anuales muestran una notable dinámica reflejada por su bi-modalidad que en algunos años el modelo no logra reproducir, y del paso de cohortes importantes a través de la pesquería (**Figura PIC3**). Las razones de esta falta de ajuste pueden ser de diversa naturaleza, ya sea como el resultado de una dinámica poblacional compleja o errores de observación contenida tanto en los datos como en los parámetros biológicos, particularmente los de crecimiento (**Figura PIC3**). Los efectos de la selectividad muestran que la pesca se ha concentrado principalmente sobre los individuos mayores a 20 cm LF, en tanto la selectividad en los cruceros de investigación indica que todos los individuos desde los 14 cm LF en adelante se encuentran plenamente disponibles (**Figura PIC4**).

El análisis de las variables poblacionales muestra que la biomasa de *Decapterus macrosoma* disminuyó rápidamente como efecto del desarrollo de su pesquería, y a fines de la década del 2000 el recurso habría ingresado a un proceso de sobreexplotación ($B < B_{rms}$), el cual se mantiene hasta el presente. El nivel de reducción poblacional al 2021 es bajo y se estima menor del 10% de la biomasa virginal (**Figura PIC5 y PIC7, Tabla PIC2**). Durante todo este período, la presión de pesca ha sido excesiva y por consiguiente en permanente estado de sobrepesca ($F > F_{rms}$) (**Figura PIC5**). Se destaca también que el desarrollo de la pesquería y sus máximos registros han estado muy ligados a las fluctuaciones del reclutamiento, con anomalías positivas en los años 2008-2009 y entre 2013-2016 (**Figura PIC5, PIC6**). Si bien la disminución de los reclutamientos hacia los años más recientes es un tema incierto debido al método de estimación, esta tendencia a la baja debería ser verificada con el desarrollo de las próximas temporadas de pesca. El reclutamiento de este recurso se estima con talla modal en torno a 14.6 cm LF (**Figura PIC6**).

El diagnóstico de la población, basada en cuantificar la proporción de biomasa desovante virginal remanente B_0 y el potencial desovante dinámico, muestran el estado de disminución poblacional en la que se encuentra el Picudillo. El bajo potencial desovante indica que los niveles de capturas de la última década obedecerían principalmente a disminuciones de la población generadas por la presión de pesca durante el período más reciente (**Figura PIC7**). De acuerdo a lo anterior, el diagrama de Kobe indica que la población se encontraría con evidencias de sobreexplotación ($B/B_{rms} < 1.0$) y sobrepesca

($F/F_{rms} > 1.0$) (**Figura PIC8**), y un riesgo latente de sobreexplotación al 2021 de un 100% (**Figura PIC9**).

Una extensión del análisis muestra que la biomasa relativa a B_0 es poco sensible a las hipótesis evaluadas, excepto el escenario en el cual la longitud asintótica es estimada en un valor mucho menor al empleado (S4, $L_{\infty} = 23.7$ cm). No obstante esto, se aprecia consistencia en las estimaciones entre escenarios de evaluación y en la variabilidad de los reclutamientos (**Figura PIC10**). El mejor ajuste del modelo a los datos correspondió al escenario S3 (mínimo valor de verosimilitud) (**Tabla PIC3**) en el cual se estima un coeficiente de crecimiento individual $k = 0.18$ igualmente admisible (**Tabla PIC4**). De acuerdo con este escenario, la población podría encontrarse próxima al 11% de la biomasa B_0 , valor que resulta ligeramente mayor del escenario base S1 pero igualmente muy por debajo del objetivo de manejo.

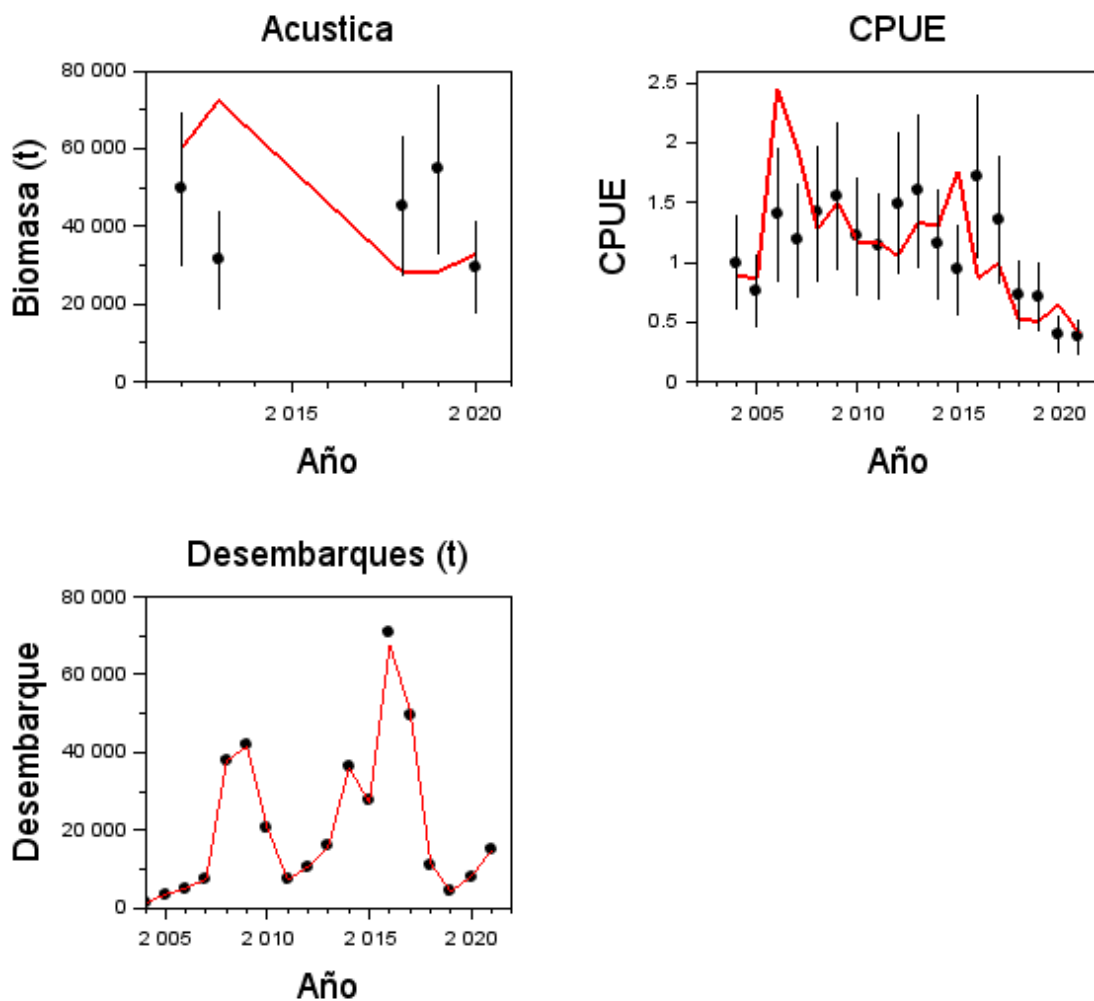


Figura PIC1. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a los datos de biomasa acústica, CPUE y desembarques de **PICUDILLO**.

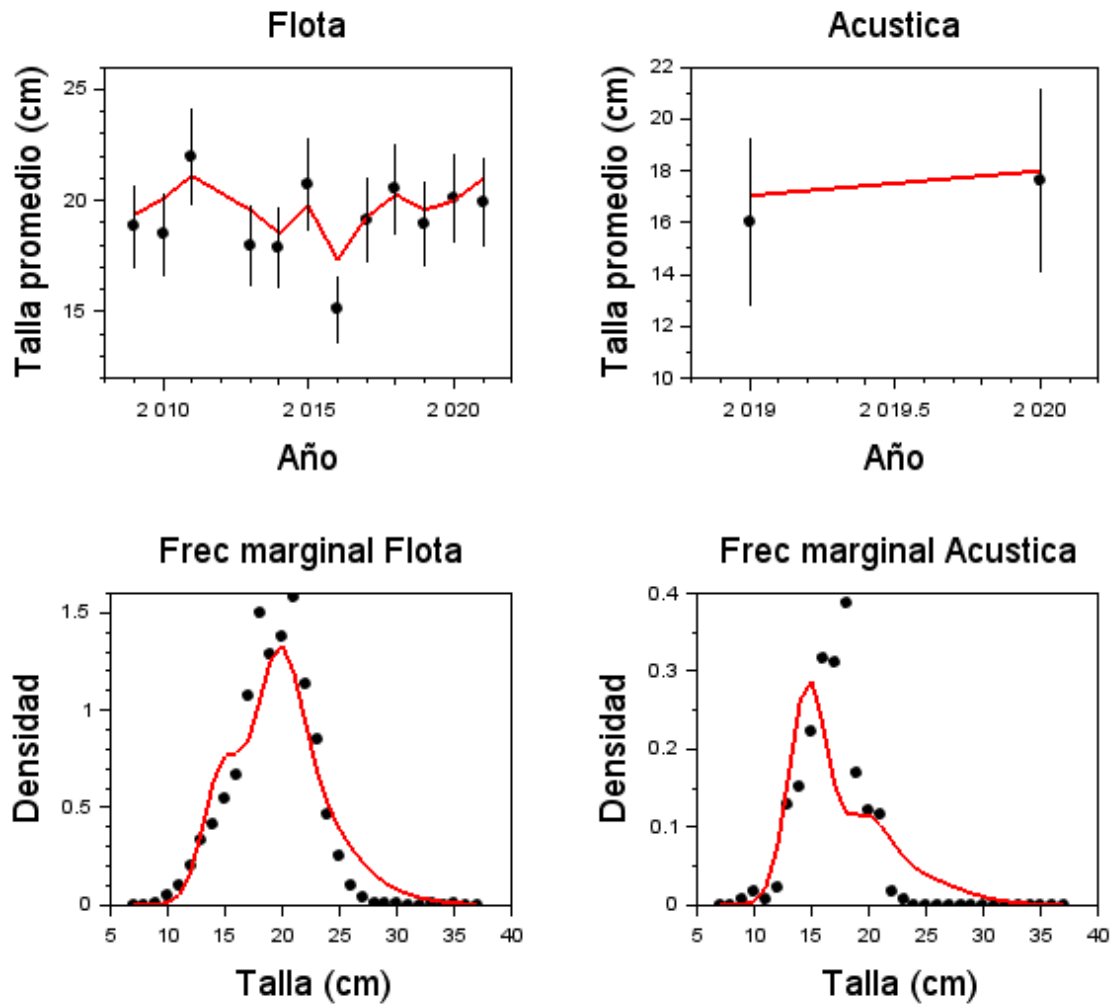


Figura PIC2. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a la talla promedio de las capturas, la evaluación acústica, y las frecuencias de tallas marginales totales de las capturas y cruceros acústicos de **PICUDILLO**.

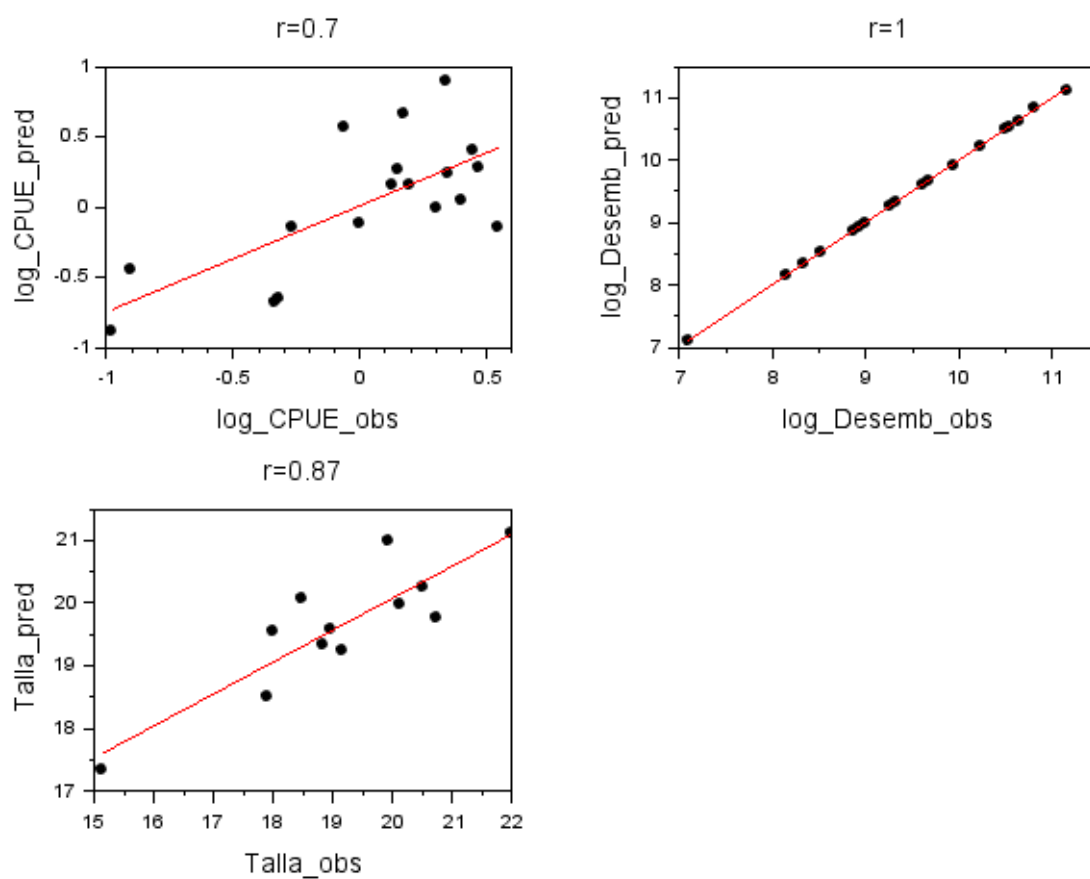


Figura PIC2b. Diagrama de dispersión y correlación parcial de la CPUE, desembarques y talla promedio observada y ajustada de **PICUDILLO**.

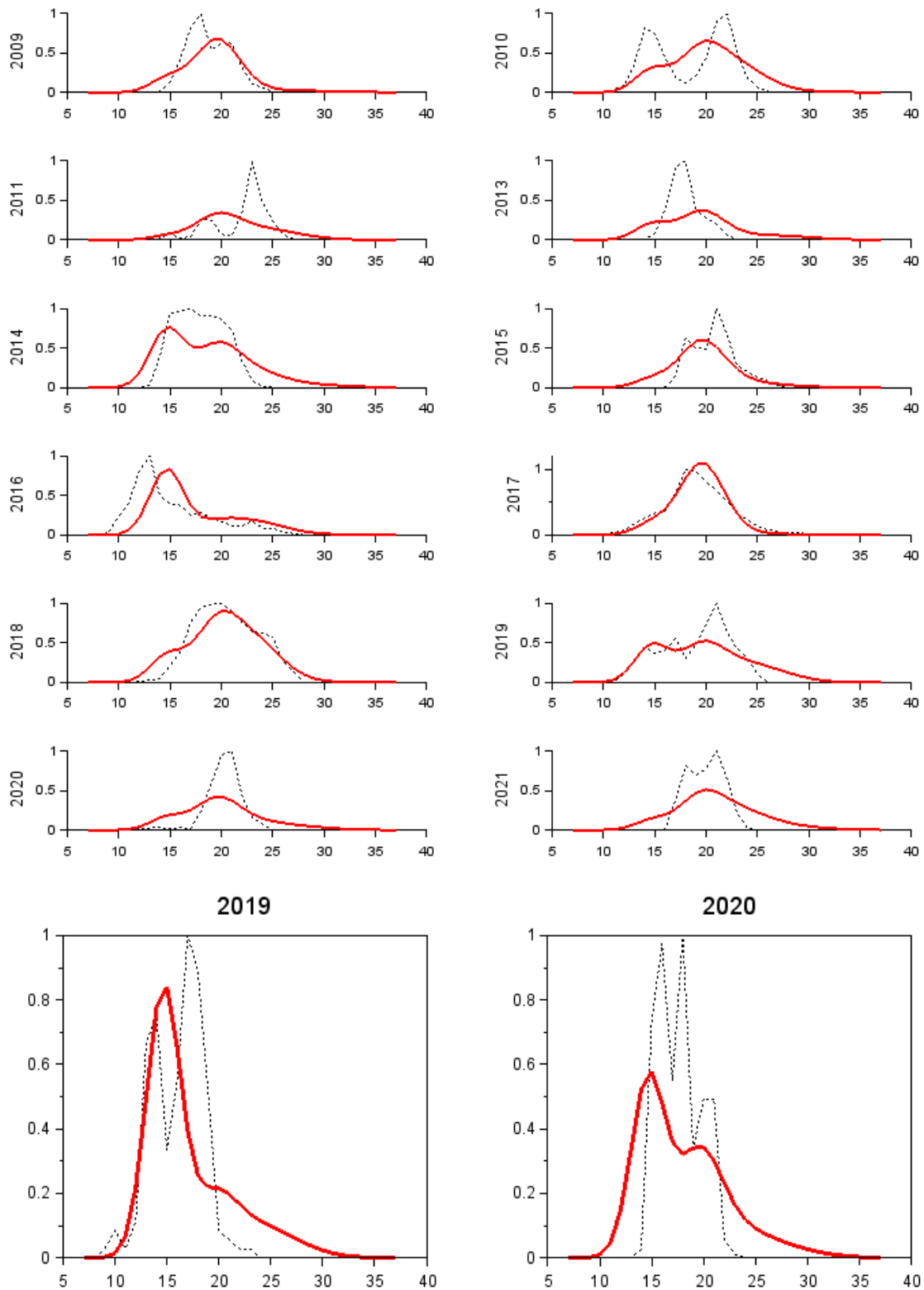


Figura PIC3. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de las capturas anuales y a los cruceros acústicos (abajo) de **PICUDILLO**.

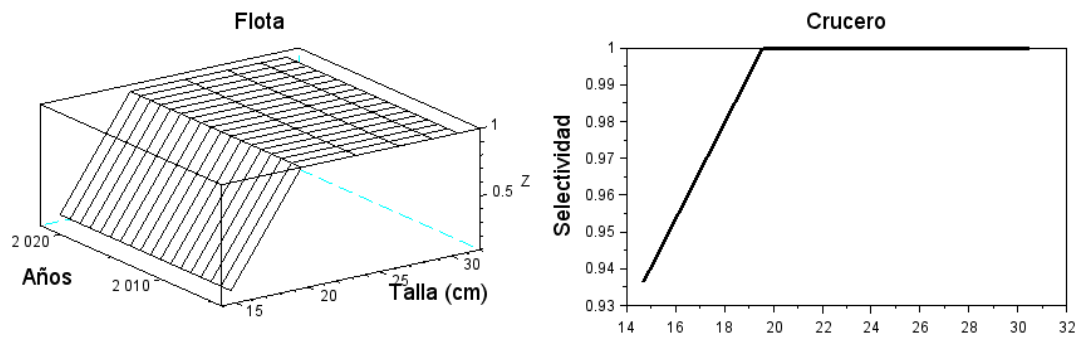


Figura PIC4. Selectividad a la talla por bloques de años de la flota (arriba) y los cruceros acústicos (abajo) de **PICUDILLO**.

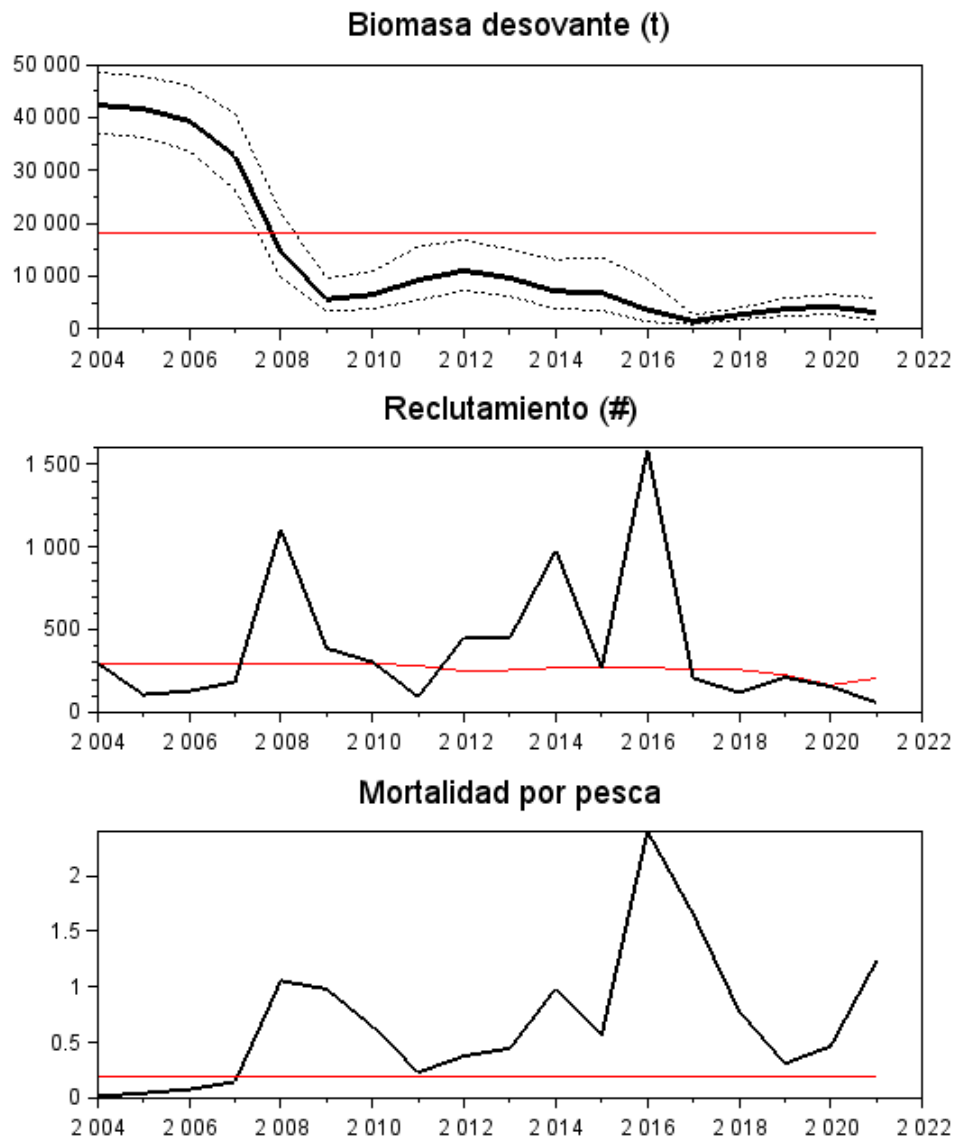


Figura PIC5. Biomasa desovante, reclutamientos y mortalidad por pesca de **PICUDILLO**. Las líneas rojas representan valores de referencia (objetivos de manejo para BD y F) y reclutamiento esperado. La línea delgada segmentada corresponde a los intervalos de confianza 95%.

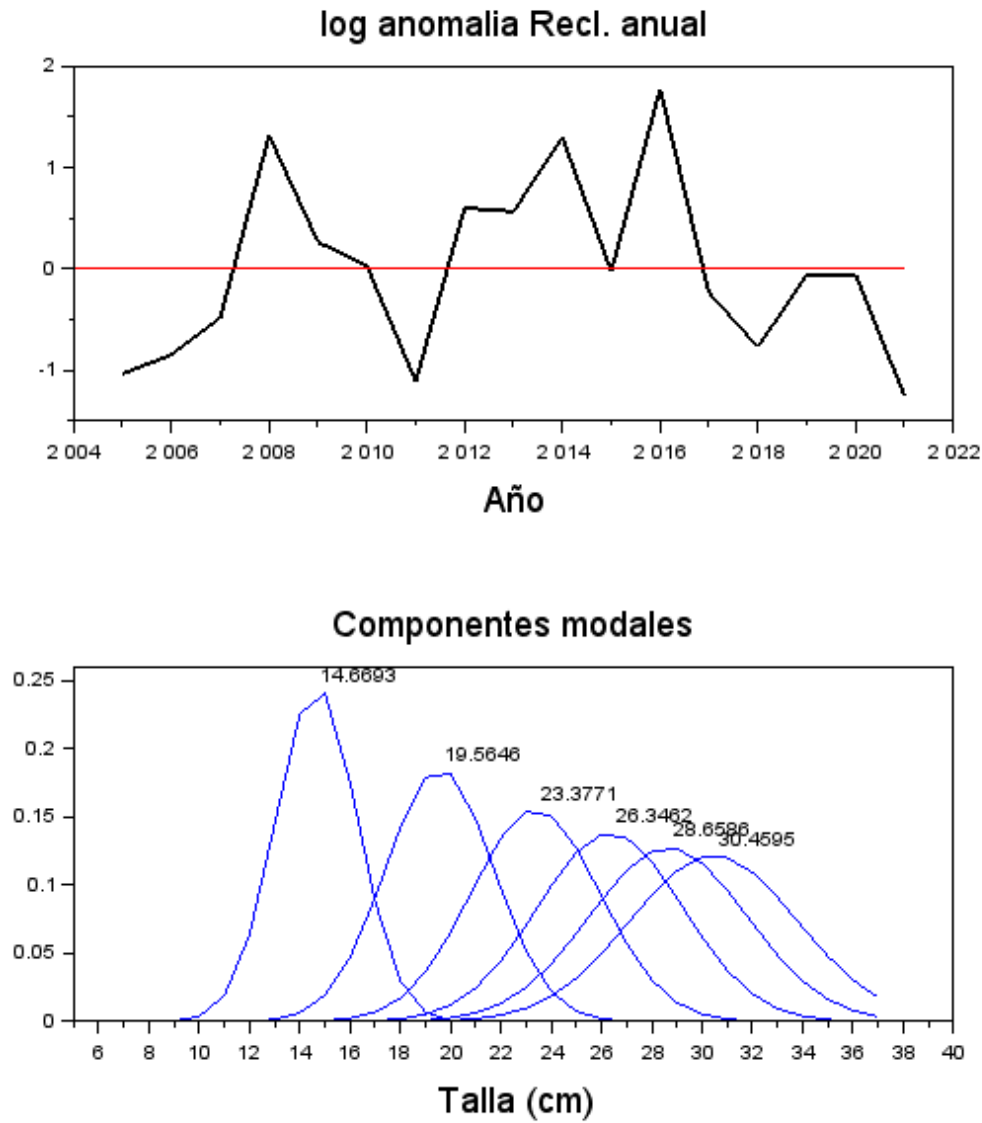


Figura PIC6. Anomalías del logaritmo de los reclutamientos anuales (arriba) y distribución de tallas del reclutamiento (abajo) de **PICUDILLO**.

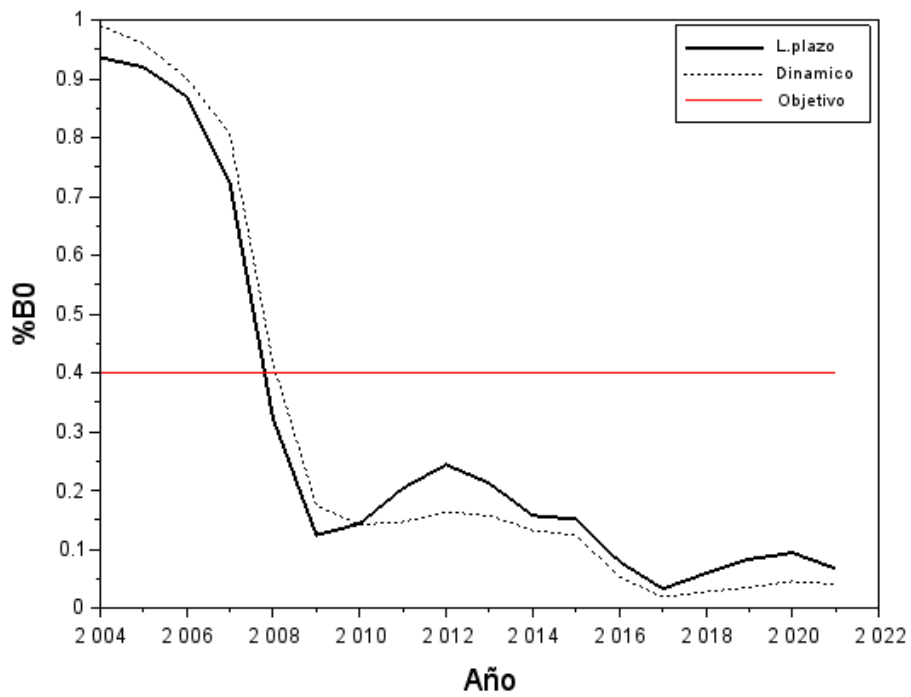


Figura PIC7. Variación anual de la proporción de la biomasa virginal de largo plazo, dinámica y valor objetivo de **PICUDILLO**.

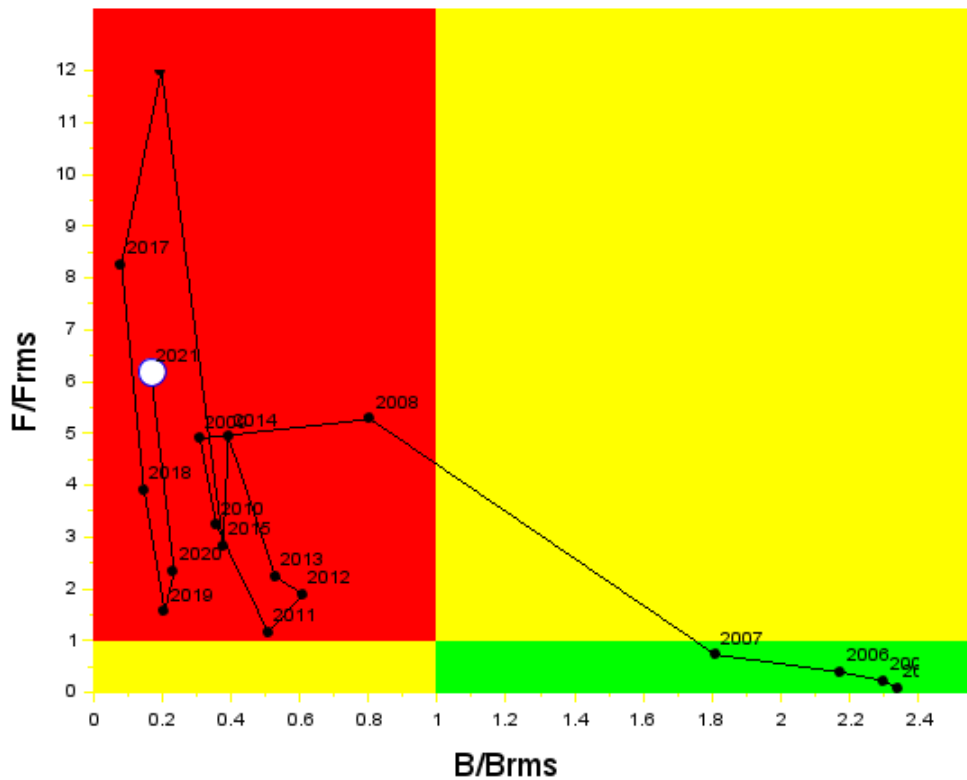


Figura PIC8. Diagrama de Kobe. El círculo representa la condición actual. Recurso **PICUDILLO**.

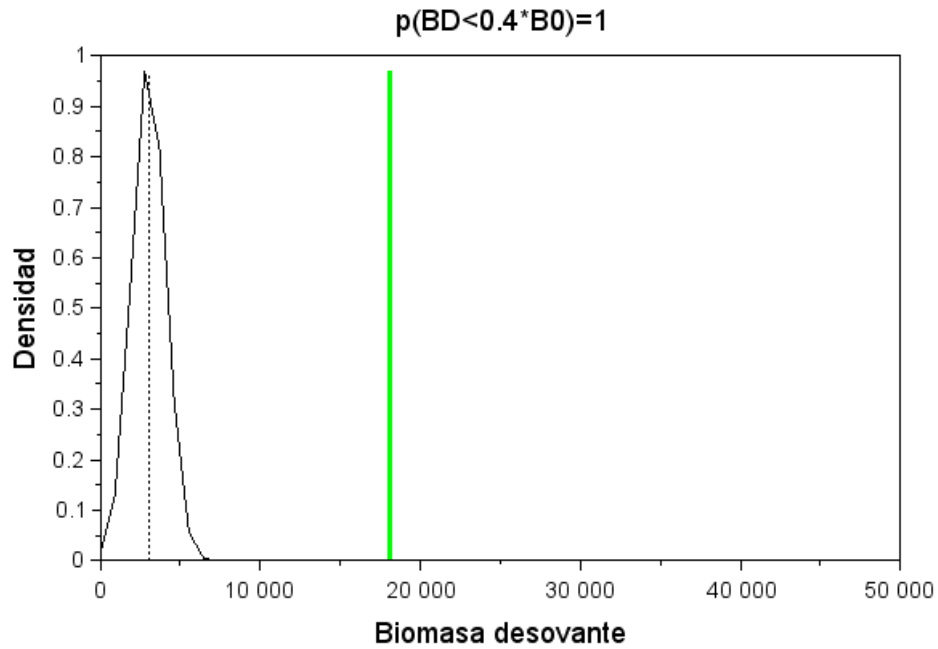


Figura PIC9. Distribución de la probabilidad de la biomasa desovante (línea negra) y su relación respecto del valor objetivo (línea verde). El título del gráfico representa la probabilidad de sobreexplotación. Recurso **PICUDILLO**.

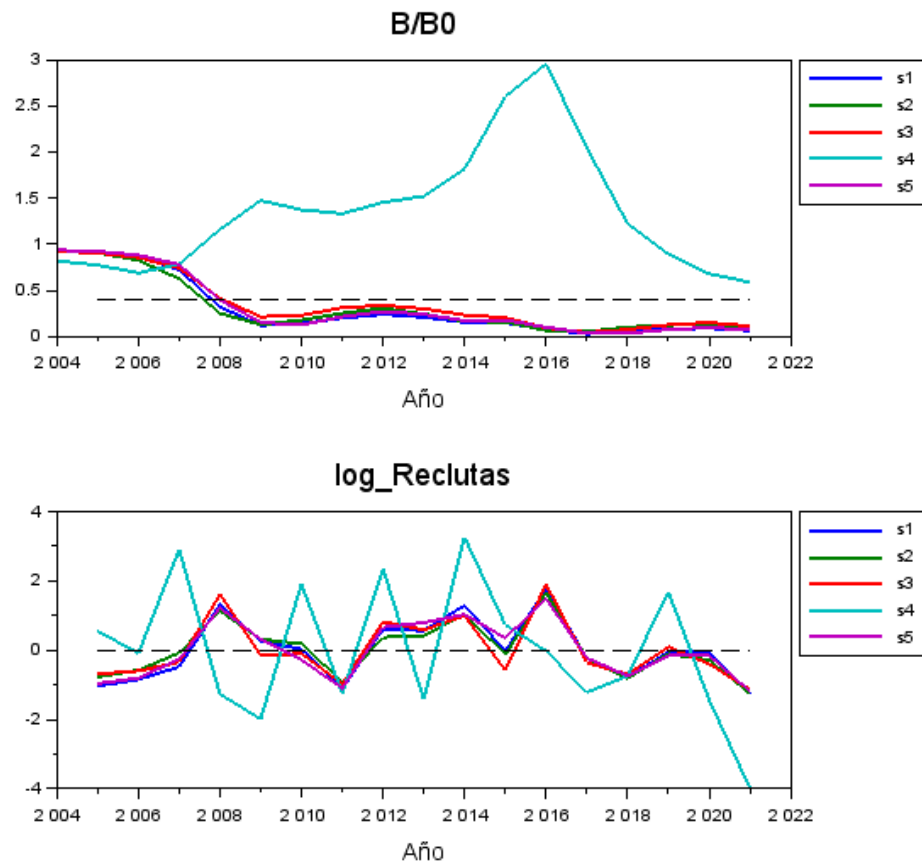


Figura PIC10. Escenarios de evaluación de stock: Proporción de la biomasa virginal de largo plazo (B/B_0) y variabilidad anual del reclutamiento (escala logarítmica). Recurso **PICUDILLO**.

Tabla PIC1. Series de capturas, CPUE y biomasa acústica empleadas en la evaluación del stock del recurso **PICUDILLO**.

Año	Capturas(t)	CPUE	B.Acustica(t)
2004	1207	1.000	0
2005	3447	0.767	0
2006	4965	1.404	0
2007	7490	1.189	0
2008	37966	1.413	0
2009	41690	1.557	0
2010	20648	1.218	0
2011	7179	1.133	0
2012	10617	1.494	49800
2013	15908	1.598	31400
2014	36282	1.160	0
2015	27543	0.938	0
2016	71075	1.718	0
2017	49510	1.356	0
2018	11141	0.727	45300
2019	4133	0.716	54800
2020	7974	0.406	29544
2021	14850	0.374	0

Tabla PIC2. Estimaciones anuales del reclutamiento (Recl.), biomasa desovante, mortalidad por pesca, índice de sobrepesca (F/F40), proporción de B0 de largo plazo (B/B0), y proporción de B0 dinámico (RPRdin) del recurso **PICUDILLO**.

Año	Recl(#)	Biomasa(t)	F	F/F40	B/B0	RPRdin
2004	297	42326	0.015	0.076	0.936	0.991
2005	106	41602	0.045	0.225	0.920	0.960
2006	128	39347	0.077	0.387	0.870	0.902
2007	183	32715	0.146	0.729	0.723	0.806
2008	1105	14581	1.054	5.272	0.322	0.417
2009	386	5606	0.980	4.900	0.124	0.175
2010	304	6474	0.644	3.218	0.143	0.142
2011	93	9201	0.231	1.153	0.203	0.146
2012	454	11016	0.379	1.895	0.244	0.164
2013	450	9579	0.446	2.230	0.212	0.157
2014	979	7100	0.985	4.927	0.157	0.132
2015	268	6832	0.566	2.828	0.151	0.124
2016	1585	3580	2.399	11.993	0.079	0.053
2017	205	1477	1.651	8.253	0.033	0.019
2018	119	2662	0.781	3.906	0.059	0.028
2019	212	3760	0.310	1.549	0.083	0.035
2020	154	4240	0.467	2.337	0.094	0.045
2021	59	3026	1.235	6.174	0.067	0.040

Tabla PIC3. Diferencia en log-verosimilitud respecto del valor mínimo según caso de análisis por conjunto de datos empleados en la evaluación de stock del recurso **PICUDILLO**.

Caso	Total	CPUE	Cruceros	Desemb	prop_C	prop_N	priors
1	27.19	11.85	1.00	0.54	8.61	10.61	6.04
2	3.97	2.83	0.00	0.36	5.42	6.82	0.00
3	0.00	0.00	0.57	0.00	0.00	5.27	5.62
4	177.19	24.94	2.06	14.97	44.01	0.00	102.67
5	49.55	10.43	1.50	0.56	29.91	15.99	2.62

Tabla PIC4. Parámetros biológicos según caso de análisis de la evaluación de stock del recurso **PICUDILLO**.

Caso	B/B0	Loo	k	Lo	alfa	beta	M	h
1	0.07	36.80	0.25	14.67	0.00	0.11	0.50	0.90
2	0.08	36.80	0.25	15.22	0.00	0.11	0.75	0.90
3	0.11	36.80	0.18	15.37	0.00	0.11	0.50	0.90
4	0.59	23.76	0.25	15.56	0.00	0.15	0.50	0.90
5	0.08	36.80	0.25	13.99	1.30	0.00	0.50	0.90

4.1.5. Pinchagua (*Opisthonema* spp.)

Este stock está compuesto de tres especies en la costa continental de Ecuador: (*Opisthonema libertate* (Gunther, 1896), *O. bulleri* (Regan, 1904) y *O. medirastre* (Berry y Barret, 1963). El ajuste del modelo a los datos es adecuado si se considera que la tendencia y variabilidad en los datos de índices de abundancia y talla promedio es reproducida. El modelo del índice de abundancia CPUE muestra una sostenida y oscilante disminución junto a dos períodos de abundancia; uno de altas densidades previo al año 2000, seguido de otro y hasta la actualidad con bajos niveles de abundancia (**Figura P1**). Por su parte, los datos del crucero acústico exhiben gran variabilidad que el modelo no puede reproducir, esto probablemente debido a variaciones en la disponibilidad del recurso en los momentos del crucero. La bondad de ajuste del modelo a los datos de la pesquería se destaca tanto por la amplitud de los intervalos de confianza y los datos, como niveles de correlación dato-modelo mayor a $r=0.58$. Se puede destacar en general, que el error de observación es alto debido a múltiples fuentes que caracterizan a la pesquería y al proceso de recolección de los datos. Al igual que la CPUE, se observan dos períodos de productividad en las capturas, siendo la más baja aquella iniciada a fines de los 90's (**Tabla P1**), lo cual no se refleja en las composiciones de tallas de las capturas que no han mostrado variaciones como las mencionadas para la CPUE y capturas (**Figura P1, P2**). Al respecto, se observa que la talla promedio de los individuos no ha disminuido en la forma que lo ha hecho la CPUE y los desembarques. Una explicación en este tipo de resultados son cambios de regímenes de productividad de los reclutamientos, en la cual la población se contrae por razones ajenas a la pesca. Las composiciones de tallas anuales muestran una notable dinámica que el modelo logra reproducir, no obstante, el error de observación inherente, y del paso de cohortes importantes a través de la pesquería (**Figura P3**). Al igual que en los otros recursos, la falta de un mejor ajuste a las composiciones de tallas del crucero puede ser de diversa naturaleza, como por ejemplo, el resultado de una discordancia entre la distribución del recurso versus la zona de evaluación acústica, o el error de observación de una medición puntal versus un proceso de escala anual. (**Figura P3**). Por su lado, el patrón de selectividad muestra tres períodos de distinta extensión de años, en el cual y para el período más reciente y extenso (1980-2020) han predominado individuos menores a 20 cm LT, mientras que a inicios de la pesquería y década de los 80's, la talla de completa selección era mayor y por sobre los 24 cm LT. Por su parte, la selectividad de los cruceros muestra que los individuos mayores a 22 cm LT se encuentran completamente disponibles a estos (**Figura P4**).

El análisis de las variables poblacionales indica que la biomasa de *Ophistonema* spp., ha presentado dos períodos de abundancia. Un primer período que cubre principalmente la década de los 80's con altos niveles de productividad poblacional y biomasa desovante promedio de 400 mil toneladas, y otro de los últimos 30 años con biomasa en torno a las 100 mil toneladas y fluctuando en torno de su valor considerado de referencia (40% B_0). El nivel de reducción poblacional al 2021 se estima próxima al objetivo 40% de la biomasa virginal (**Figura P7, Tabla P2**). Si bien la presión de pesca en los últimos 30 años ha sido en general moderada ($F/F_{rms} < 1$) (**Figura P5**), la población no ha logrado recuperarse como consecuencia del régimen de baja productividad de sus reclutamientos. En efecto, se destaca que el desarrollo de esta pesquería ha estado muy ligada a las fluctuaciones del reclutamiento, particularmente durante los 80's, período en el cual se registraron eventos de grandes pulsos de reclutamientos y anomalías positivas que dominaron hasta mediados de los 90's, seguido de un notable cambio de escala en cuyo caso el valor promedio de los reclutamientos ha disminuido notablemente (**Figura P5, P6**). La mayor disminución de los reclutamientos hacia los años más recientes es un tema incierto debido al método de

estimación, y cuya tendencia debería ser verificada con el desarrollo de las próximas temporadas de pesca. El reclutamiento de este recurso se estima con talla modal en torno a 14.5 cm LT (**Figura P6**).

El diagnóstico de la población indica que la biomasa se ubica en el objetivo (40% B_0), mientras el potencial desovante alcanza el 68% de la biomasa que hubiese existido sin pesca (**Figura P7**). Lo anterior se debe principalmente al relativo menor esfuerzo de pesca orientado sobre este recurso pese al régimen de baja productividad (**Figura P5**). De acuerdo a lo anterior, el diagrama de Kobe indica que la población se encontraría sin evidencias de sobreexplotación ($B/B_{rms} \sim 1.0$) ni de sobrepesca ($F < F_{rms}$), con una mortalidad por pesca equivalente al 35% de su valor límite (**Figura P8, Tabla P2**). La incertidumbre de estimación indica que el riesgo latente de sobreexplotación al 2021 se estima cercano al 55% (**Figura P9**).

Una extensión del análisis muestra que la biomasa relativa a B_0 es sensible a las hipótesis evaluadas, en particular el escenario base y S5 (desviación estándar de la talla a la edad constante) los que reportan los menores niveles. No obstante esto, se aprecia gran consistencia en la escala y variabilidad de los reclutamientos (**Figura P10**). El mejor ajuste del modelo a los datos correspondió al escenario S4 (mínimo valor de verosimilitud) (**Tabla P3**) en el cual se estima una longitud asintótica ligeramente menor ($L_{\infty}=28.8$ cm) al valor empleado e igualmente admisible biológicamente (**Tabla P4**). En este escenario, la población podría encontrarse próxima al 72% de la biomasa B_0 , valor que confirma que este recurso no se encuentra en riesgo de estar por debajo del objetivo de manejo.

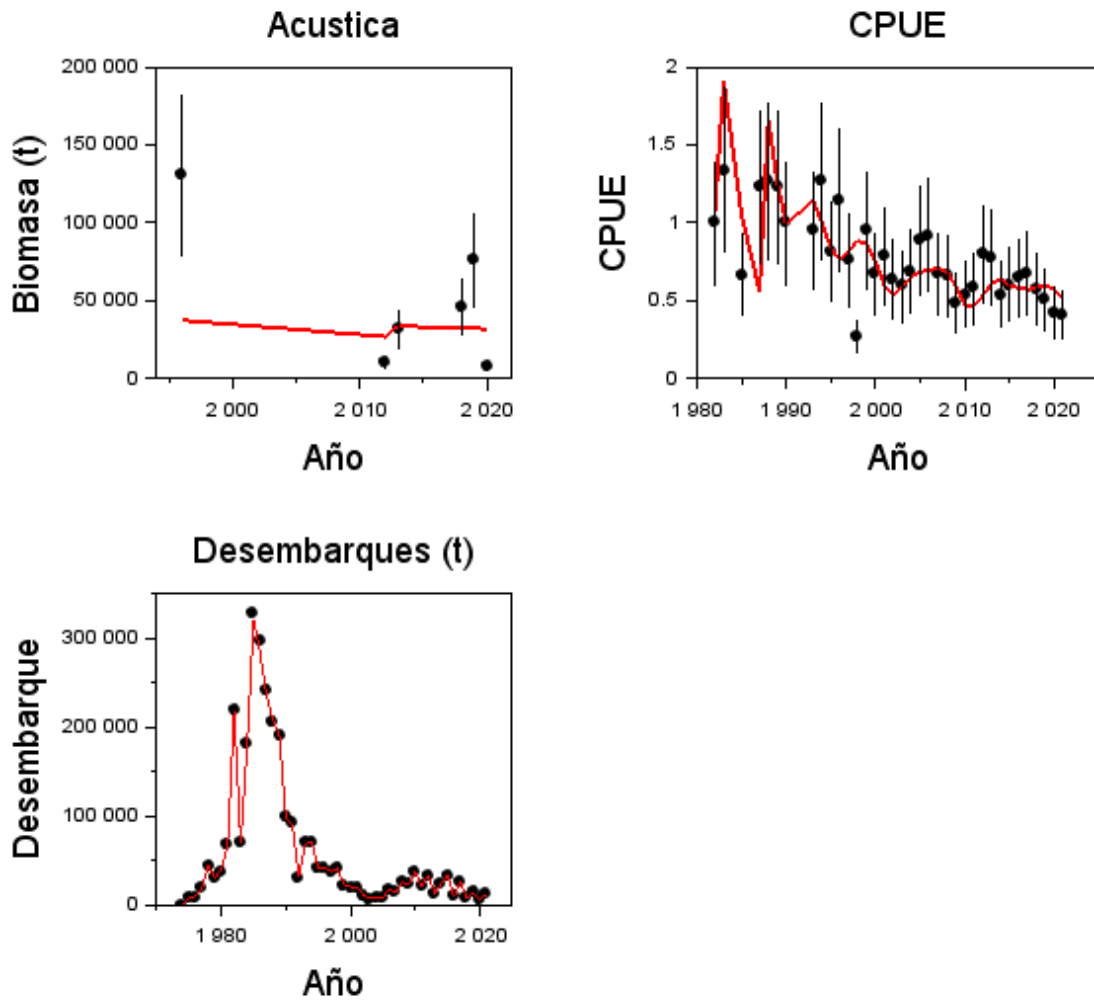


Figura P1. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a los datos de biomasa acústica, CPUE y desembarques de **PINCHAGUA**.

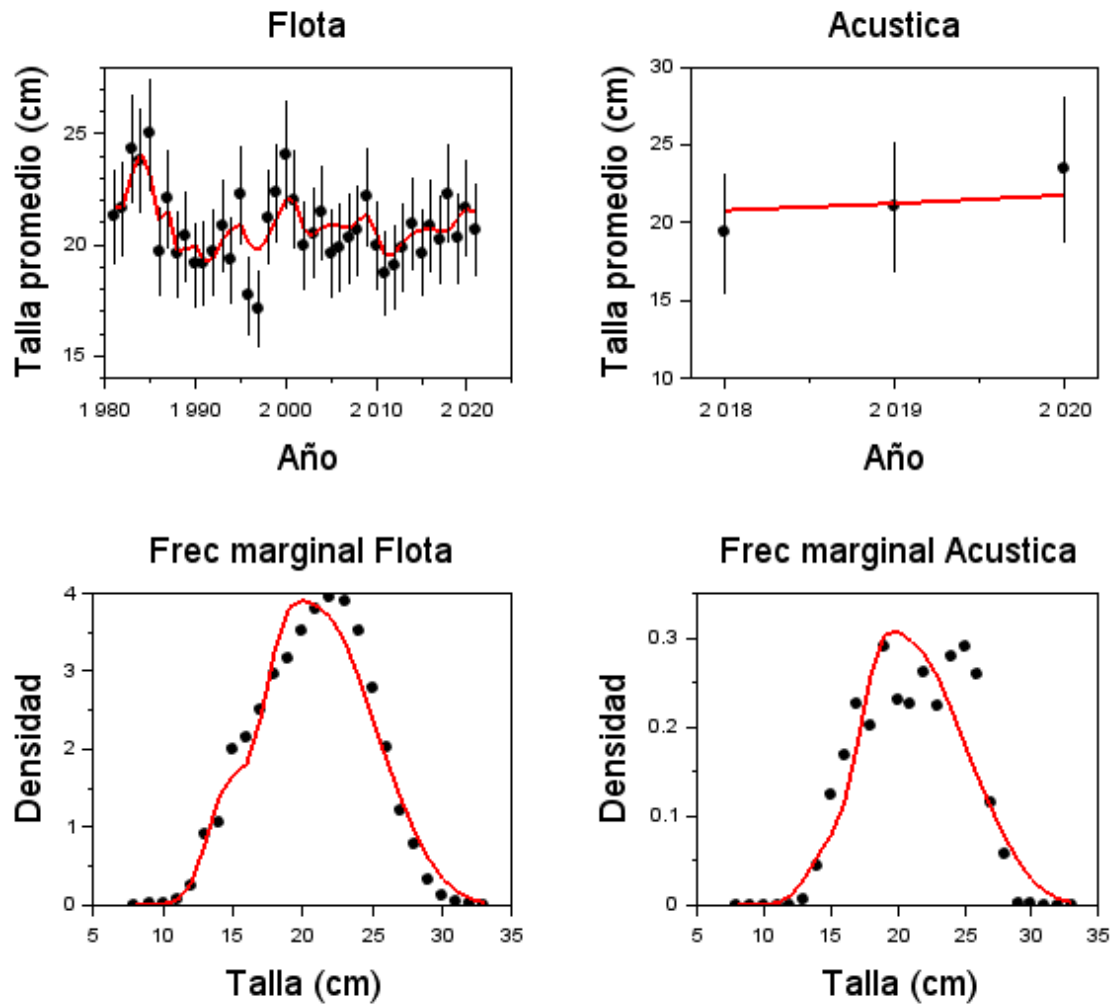


Figura P2. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a la talla promedio de las capturas, la evaluación acústica, y las frecuencias de tallas marginales totales de las capturas y cruceros acústicos de PINCHAGUA.

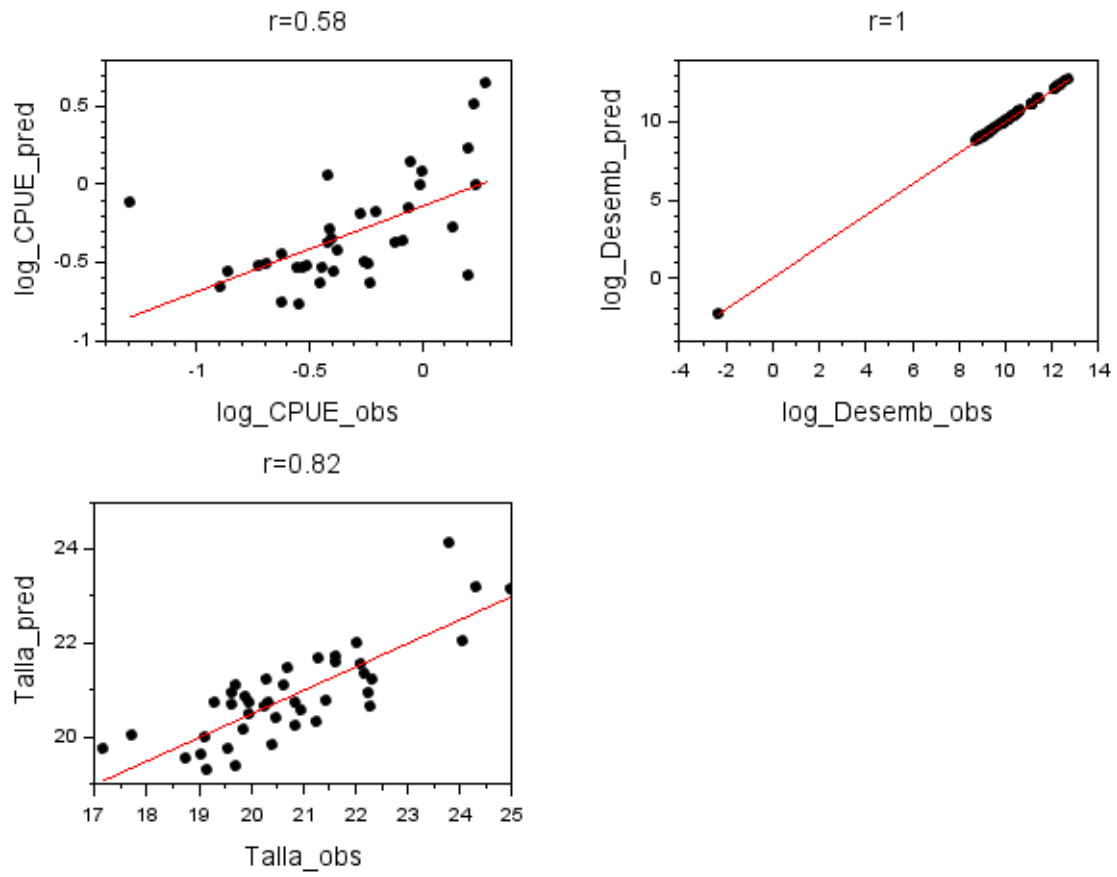


Figura P2b. Diagrama de dispersión y correlación parcial de la CPUE, desembarques y talla promedio observada y ajustada de **PINCHAGUA**.

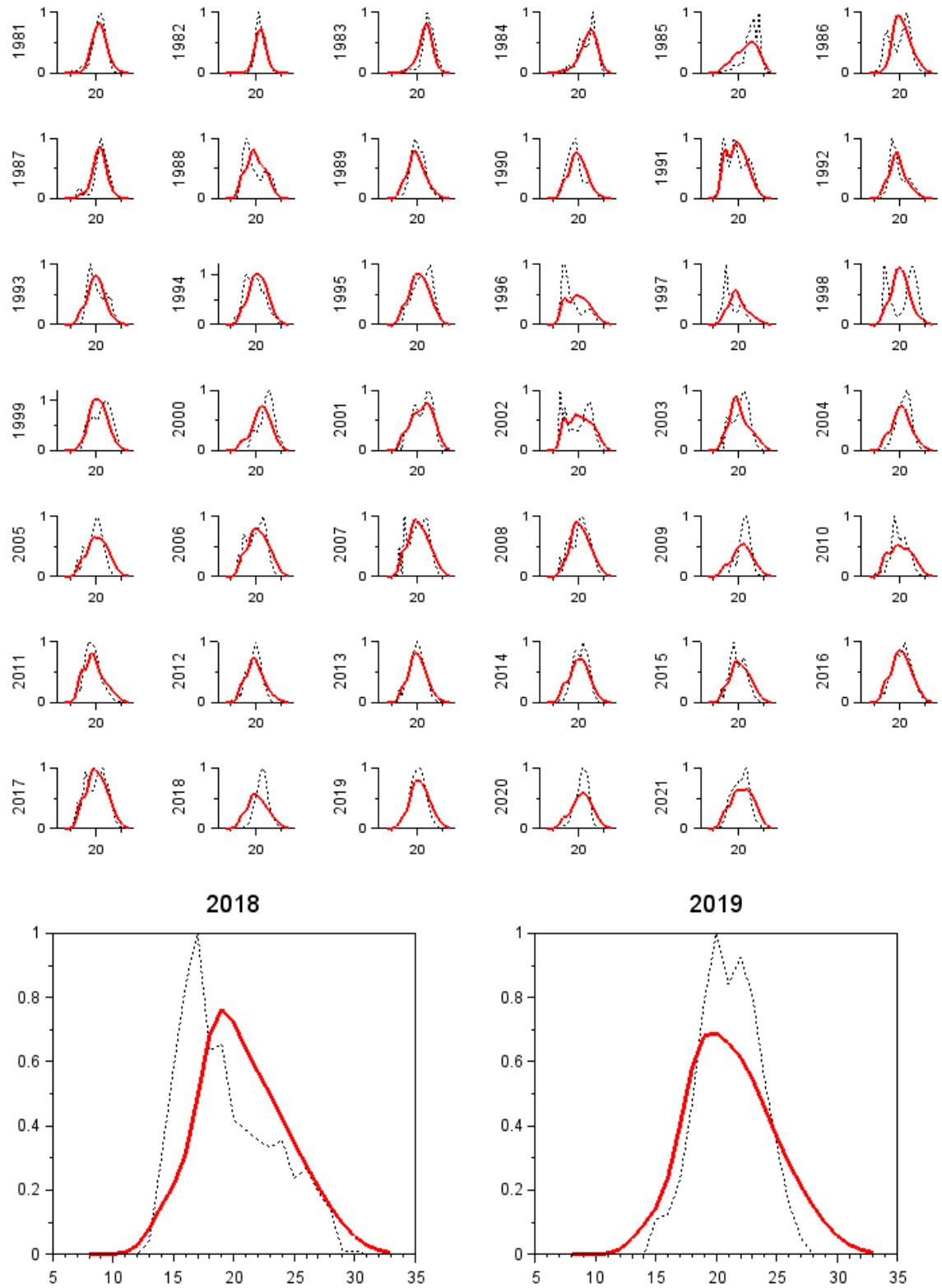


Figura P3. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de las capturas anuales y a los cruceros acústicos (abajo) de **PINCHAGUA**.

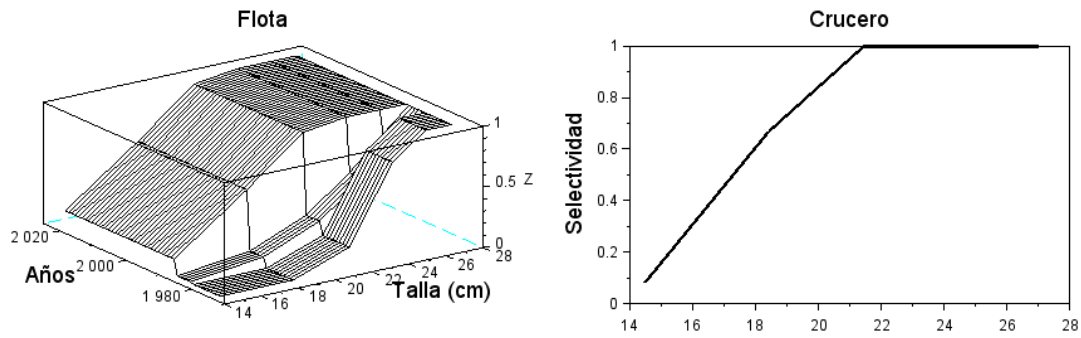


Figura P4. Selectividad a la talla por bloques de años de la flota (arriba) y los cruceros acústicos (abajo) de **PINCHAGUA**.

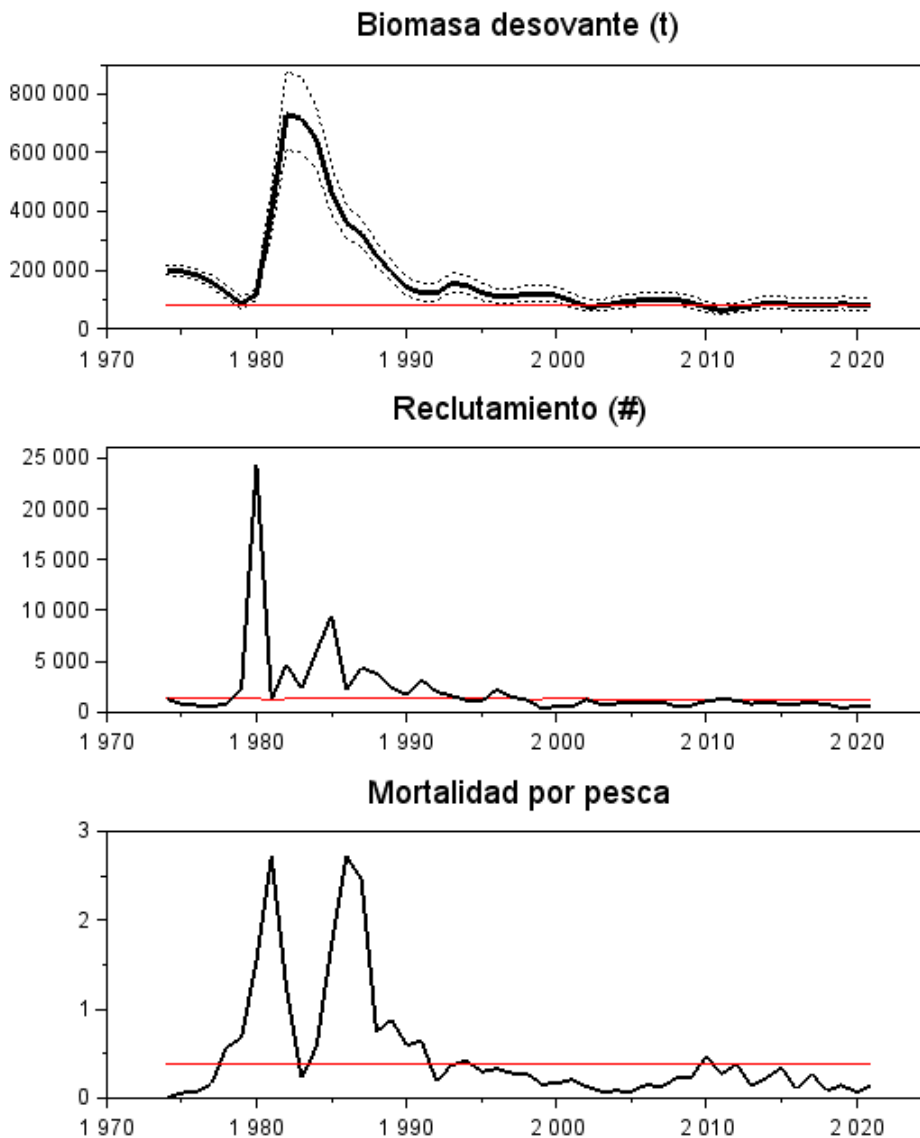


Figura P5. Biomasa desovante, reclutamientos y mortalidad por pesca de **PINCHAGUA**. Las líneas rojas representan valores de referencia (objetivos de manejo para BD y F) y reclutamiento esperado. La línea delgada segmentada corresponde a los intervalos de confianza 95%

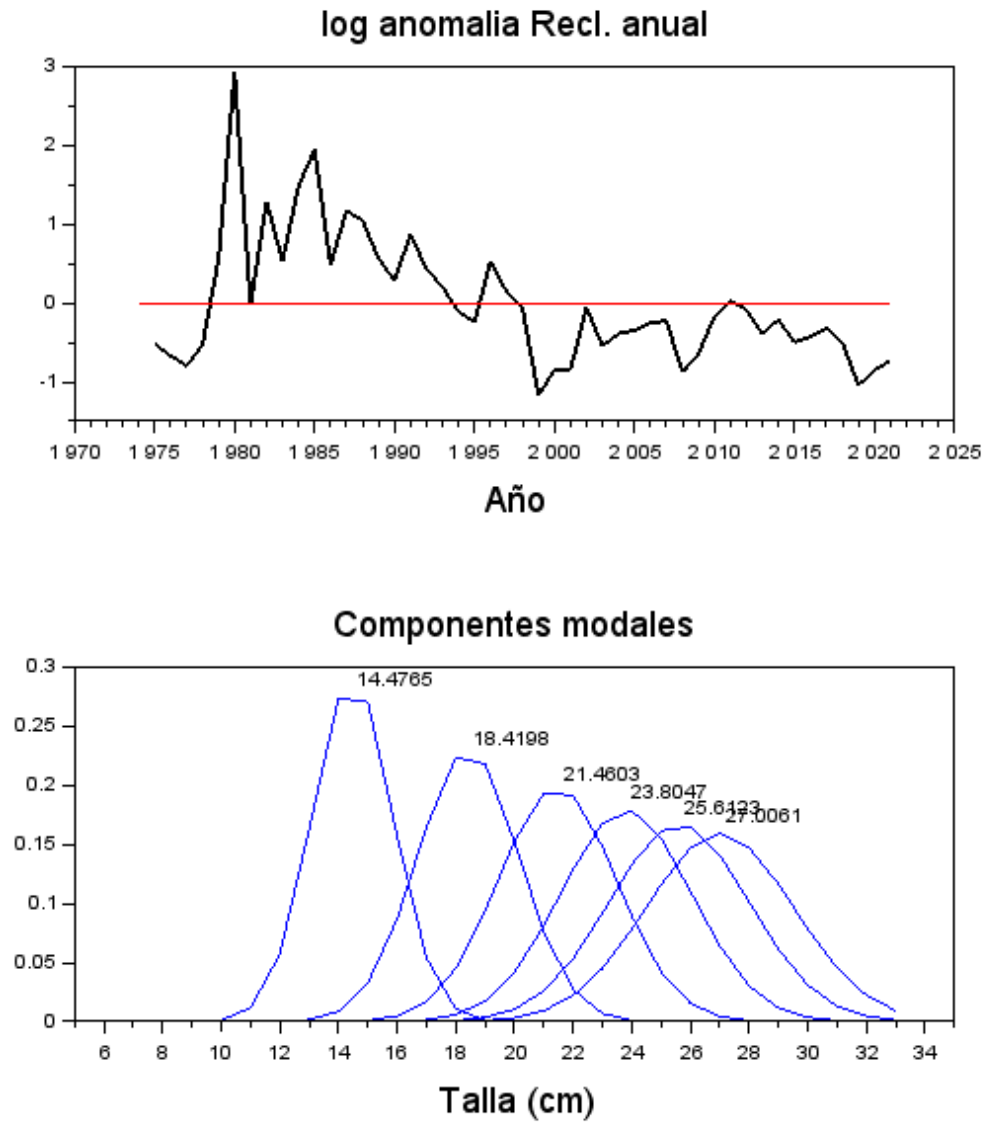


Figura P6. Anomalías del logaritmo de los reclutamientos anuales (arriba) y distribución de tallas del reclutamiento (abajo) de **PINCHAGUA**.

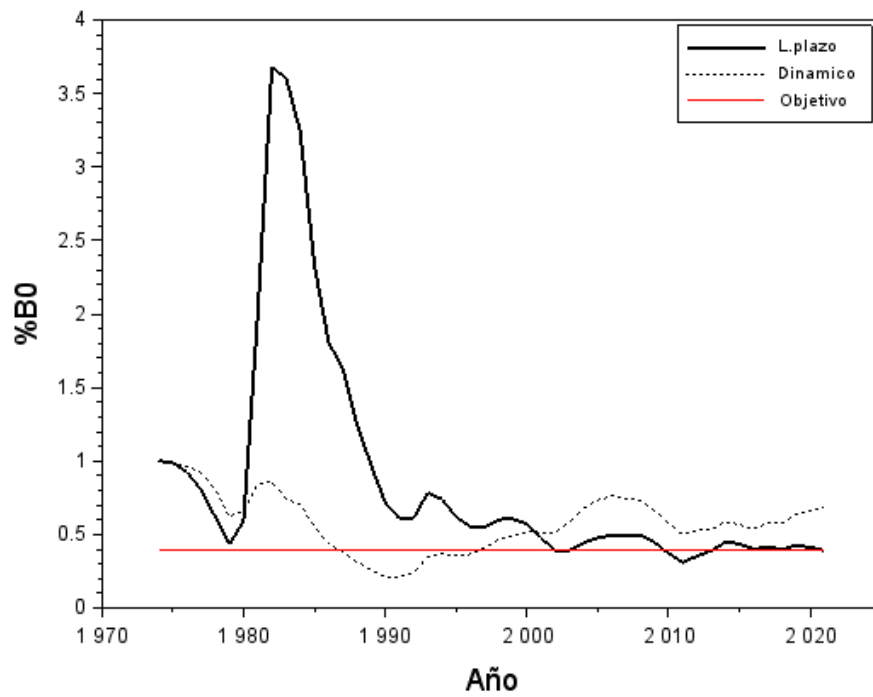


Figura P7. Variación anual de la proporción de la biomasa virginal de largo plazo, dinámica y valor objetivo de **PINCHAGUA**.

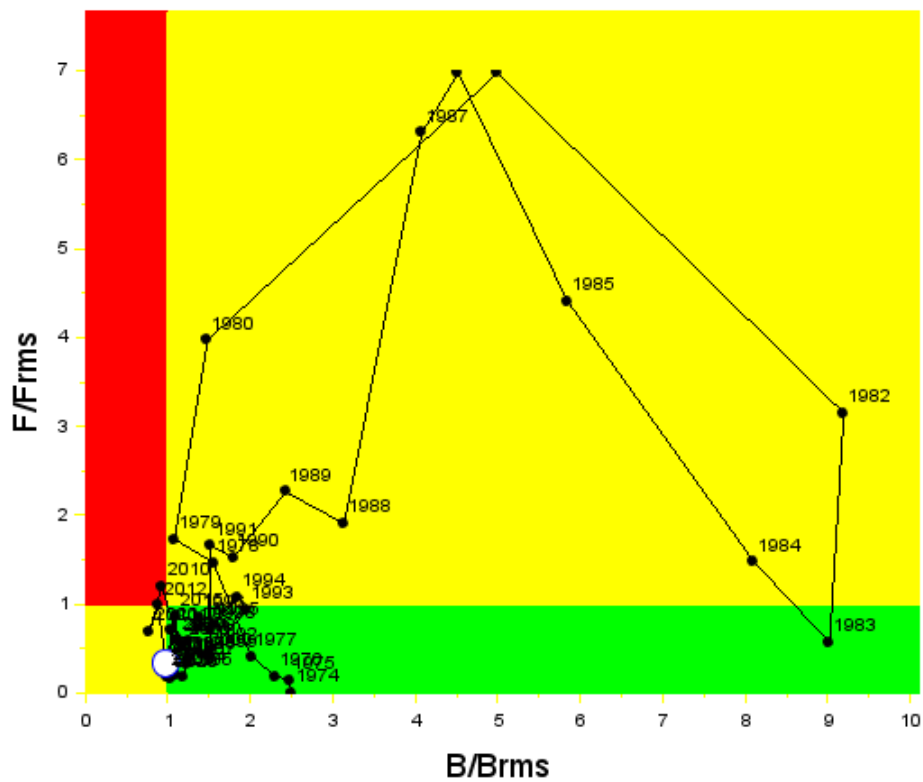


Figura P8. Diagrama de Kobe. El círculo representa la condición actual. Recurso **PINCHAGUA**.

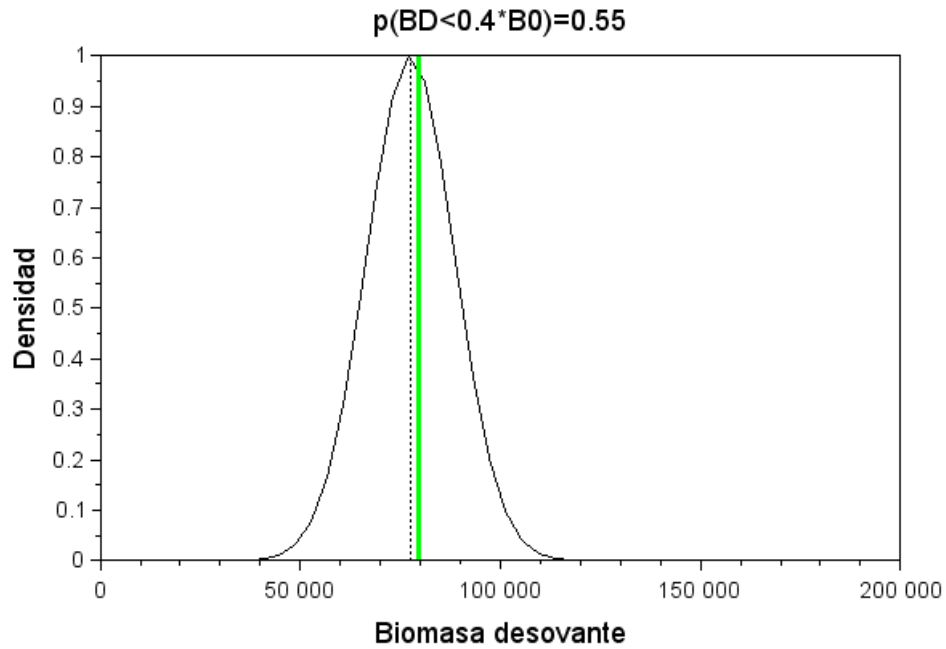


Figura P9. Distribución de la probabilidad de la biomasa desovante (línea negra) y su relación respecto del valor objetivo (línea verde). El título del gráfico representa la probabilidad de sobreexplotación. Recurso **PINCHAGUA**.

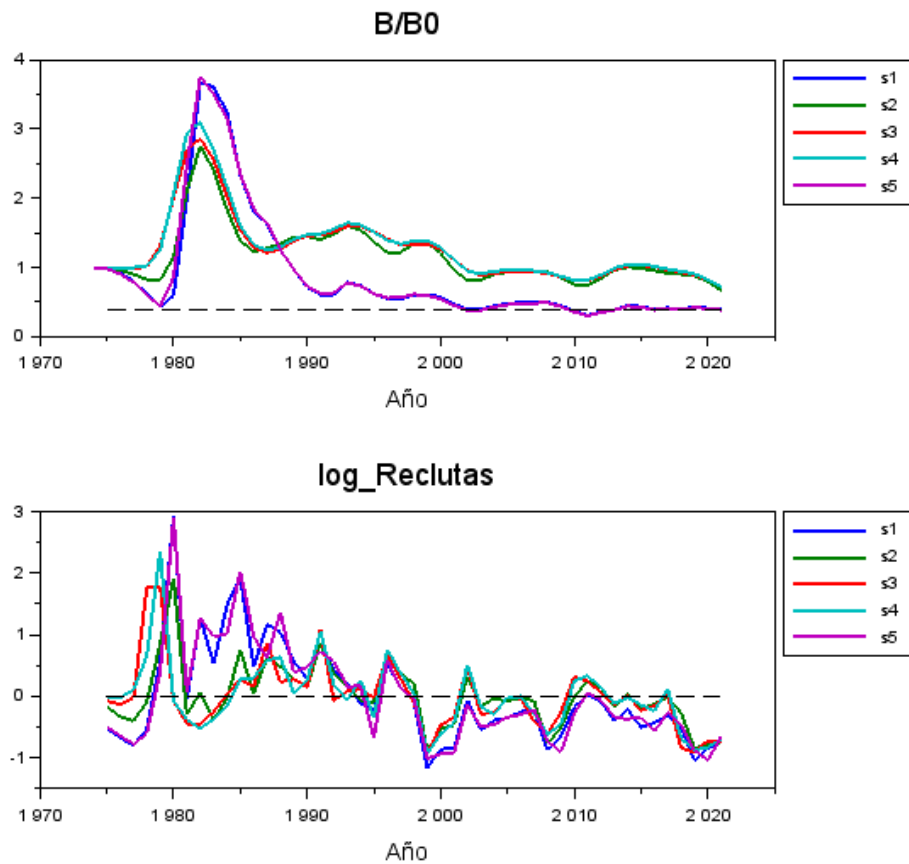


Figura P10. Escenarios de evaluación de stock: Proporción de la biomasa virginal de largo plazo (B/B_0) y variabilidad anual del reclutamiento (escala logarítmica). Recurso **PINCHAGUA**.

Tabla P1. Series de capturas, CPUE y biomasa acústica empleadas en la evaluación del stock del recurso **PINCHAGUA**.

Año	Capturas(t)	CPUE	B.Acustica(t)
1974	0	0.000	0
1975	7599	0.000	0
1976	9119	0.000	0
1977	18237	0.000	0
1978	44074	0.000	0
1979	30396	0.000	0
1980	37994	0.000	0
1981	68390	0.000	0
1982	219849	1.000	0
1983	69155	1.337	0
1984	182074	0.000	0
1985	328074	0.664	0
1986	297721	0.000	0
1987	240577	1.229	0
1988	206766	1.268	0
1989	189789	1.232	0
1990	98632	1.000	0
1991	91622	0.000	0
1992	31016	0.000	0
1993	69247	0.952	0
1994	69892	1.271	0
1995	40910	0.815	0
1996	41041	1.147	130690
1997	37723	0.765	0
1998	40530	0.274	0
1999	22253	0.949	0
2000	20037	0.668	0
2001	20071	0.789	0
2002	10952	0.637	0
2003	6895	0.593	0
2004	8590	0.687	0
2005	8282	0.891	0
2006	16851	0.918	0
2007	14153	0.673	0
2008	25263	0.659	0
2009	22527	0.487	0
2010	35849	0.538	0
2011	20273	0.580	0
2012	33089	0.795	10200
2013	13191	0.776	31600
2014	23799	0.540	0
2015	32900	0.603	0
2016	9396	0.645	0
2017	25618	0.679	0
2018	7810	0.575	46109
2019	13983	0.504	76032
2020	6161	0.424	7482
2021	11605	0.410	0

Tabla P2. Estimaciones anuales del reclutamiento (Recl.), biomasa desovante, mortalidad por pesca, índice de sobrepesca (F/F40), proporción de B0 de largo plazo (B/B0), y proporción de B0 dinámico (RPRdin) del recurso **PINCHAGUA**.

Año	Recl(#)	Biomasa(t)	F	F/F40	B/B0	RPRdin
1974	1329	198674	0.000	0.000	1.000	1.000
1975	791	196565	0.058	0.148	0.989	0.993
1976	680	183485	0.073	0.186	0.924	0.962
1977	599	159891	0.161	0.413	0.805	0.920
1978	781	123158	0.572	1.466	0.620	0.806
1979	2297	85767	0.676	1.733	0.432	0.624
1980	24262	117602	1.547	3.968	0.592	0.660
1981	1241	396636	2.718	6.970	1.996	0.842
1982	4700	730479	1.229	3.151	3.677	0.857
1983	2294	716926	0.222	0.570	3.609	0.744
1984	5961	643657	0.577	1.480	3.240	0.704
1985	9490	464306	1.720	4.410	2.337	0.551
1986	2190	359128	2.718	6.970	1.808	0.436
1987	4360	324094	2.458	6.303	1.631	0.383
1988	3817	249080	0.744	1.908	1.254	0.311
1989	2369	193043	0.883	2.263	0.972	0.260
1990	1766	142278	0.594	1.523	0.716	0.213
1991	3177	120849	0.645	1.654	0.608	0.211
1992	2017	121085	0.189	0.484	0.609	0.242
1993	1601	155583	0.367	0.940	0.783	0.345
1994	1166	147163	0.422	1.081	0.741	0.367
1995	1038	123407	0.297	0.762	0.621	0.354
1996	2222	109602	0.329	0.844	0.552	0.367
1997	1512	108396	0.281	0.721	0.546	0.407
1998	1206	119632	0.279	0.715	0.602	0.467
1999	405	120475	0.158	0.405	0.606	0.493
2000	554	113919	0.164	0.420	0.573	0.519
2001	559	94743	0.206	0.528	0.477	0.515
2002	1228	77380	0.128	0.328	0.389	0.513
2003	744	77877	0.073	0.187	0.392	0.582
2004	862	88116	0.081	0.208	0.444	0.677
2005	898	94724	0.075	0.192	0.477	0.733
2006	998	98669	0.150	0.385	0.497	0.761
2007	1027	98468	0.124	0.319	0.496	0.744
2008	537	98957	0.229	0.586	0.498	0.730
2009	678	88673	0.235	0.603	0.446	0.661
2010	1085	73651	0.469	1.204	0.371	0.581
2011	1313	61744	0.269	0.690	0.311	0.497
2012	1167	70107	0.384	0.985	0.353	0.530
2013	837	77321	0.134	0.344	0.389	0.534
2014	1025	89055	0.229	0.588	0.448	0.586
2015	774	86808	0.340	0.871	0.437	0.569
2016	835	79699	0.100	0.256	0.401	0.536
2017	932	82562	0.277	0.709	0.416	0.582
2018	771	78838	0.083	0.212	0.397	0.576
2019	450	85004	0.144	0.369	0.428	0.639
2020	546	81840	0.067	0.172	0.412	0.657
2021	616	77553	0.138	0.353	0.390	0.689

Tabla P3. Diferencia en log-verosimilitud respecto del valor mínimo según caso de análisis por conjunto de datos empleados en la evaluación de stock del recurso **PINCHAGUA**.

Caso	Total	CPUE	Cruceros	Desemb	prop_C	prop_N	priors
1	89.12	7.48	1.29	1.11	44.71	3.39	37.50
2	51.49	4.02	0.37	0.00	50.08	3.37	0.00
3	1.15	0.05	0.00	0.00	2.64	0.00	4.82
4	0.00	0.00	0.13	0.00	0.00	0.90	5.33
5	54.74	7.93	0.96	1.07	11.06	1.59	38.48

Tabla P4. Parámetros biológicos según caso de análisis de la evaluación de stock del recurso **PINCHAGUA**.

Caso	B/B0	Loo	k	Lo	alfa	beta	M	h
1	0.39	31.70	0.26	14.48	0.00	0.09	0.50	0.90
2	0.67	31.70	0.26	14.35	0.00	0.09	0.75	0.90
3	0.72	31.70	0.19	14.07	0.00	0.09	0.50	0.90
4	0.72	28.69	0.26	14.67	0.00	0.09	0.50	0.90
5	0.39	31.70	0.26	15.51	1.86	0.00	0.50	0.90

4.1.6. Sardina Redonda (*Etrumeus teres*)

La pesquería de sardina redonda tuvo su mayor expresión durante la década de los 90's con récord cercano a las 50 mil toneladas y los más altos valores del índice de abundancia. No fue sino hasta inicios de la década del 2000 que sus capturas disminuyeron de manera abrupta, y salvo episodios de aumentos puntuales en torno al 2015 (15 mil t), su historia más reciente ha estado dominada por tendencias a la baja y niveles de desembarques menores a 3 mil toneladas promedio anuales (**Figura SR1, Tabla P1**). No obstante esto, el programa de seguimiento y levantamiento de información ha sido sistemática y permite un análisis en base a un modelo integrado de evaluación de stock y cuyos resultados se resumen a continuación.

El desempeño del modelo al índice de abundancia CPUE se observa adecuado, representando los principales cambios traducidos en una sostenida disminución entre 1995 y 2005, y dos períodos de abundancia; uno de altas densidades previo al año 2000, seguido de otro y hasta la actualidad con bajos niveles (**Figura SR1**). Por su parte, la señal acústica muestra cierta discrepancia con los datos, e indicando que la biomasa debería haber sido mayor a la reportada y estable en los últimos dos años de la serie disponible 2019-2020. La bondad de ajuste del modelo se verifica tanto en la relación de los intervalos de confianza vs los datos (**Figura SR1, SR2**), así como de niveles de correlación dato-modelo mayor al $r=0.75$ (**Figura SR2b**). Al igual que la CPUE, en la pesquería se observan dos períodos de productividad en las capturas consistentes con las variaciones registradas en la talla promedio de las capturas (**Figura SR2**). No obstante esto, las composiciones de tallas

anuales muestran una notable dinámica que el modelo no logra reproducir adecuadamente, esto debido tanto al error de observación inherente en los datos de la pesquería como probablemente de los supuestos relacionados con el crecimiento individual (**Figura SR3**). A diferencia de los otros recursos, se observa un mejor nivel de ajuste a las composiciones de tallas del crucero respecto a lo indicado de las estimaciones de biomasa. Esta inconsistencia puede deberse a una discordancia entre la distribución del recurso versus la zona de evaluación acústica, o el error de observación de una medición puntal versus un proceso de escala anual. (**Figura SR2, SR3**). Por su lado, el patrón de selectividad muestra tres períodos de distinta extensión de años, en el cual y para en el período más reciente y extenso (2000-2020), se ha observado mayor presencia de individuos menores a 20 cm LF. Cabe destacar que a inicios de la pesquería y década de los 90's predominaron mayoritariamente individuos por sobre los 20 cm LF. Por su parte, la selectividad de los observada durante los cruceros de investigación muestra que los individuos mayores a 22 cm LF se encuentran completamente disponibles (**Figura SR4**).

Al igual que las señales de abundancia y desembarques, el análisis de las variables poblacionales indica que la biomasa de *Etrumeus teres* ha presentado dos períodos de abundancia. Un primer período que cubre principalmente la década de los 90's con altos niveles de productividad poblacional y biomasa desovante promedio de 25 mil toneladas, y otro de los últimos 20 años con biomasa por debajo de las 5 mil toneladas y fluctuando por debajo de su valor considerado de referencia (40% B_0). No obstante, esto y debido a un ligero mejor reclutamiento y bajos desembarques en los años más recientes, el nivel de reducción poblacional al 2021 ha mejorado alcanzando un 39% de la biomasa virginal (**Figura SR7, Tabla SR2**). La presión de pesca en los últimos 20 años ha sido errática y en general con largos períodos de mortalidad por pesca por sobre su valor de referencia ($F_{40\%}$) (**Figura SR5**), explicando de paso el estado de la población igualmente influenciada por un régimen en general de baja productividad de sus reclutamientos. En efecto, se destaca que el desarrollo de esta pesquería ha estado muy ligada a las fluctuaciones del reclutamiento, particularmente durante los años 90's, período en el cual se registraron eventos de grandes pulsos de reclutamientos y anomalías positivas que dominaron hasta fines de esa década, seguido de un notable cambio de escala en cuyo caso el valor promedio de los reclutamientos ha disminuido notablemente (**Figura SR5, SR6**). No obstante esto, destaca una leve recuperación de los reclutamientos con anomalías positivas que se habrían registrado en el período 2012-2017. Si bien la estimación de los reclutamientos hacia los años más recientes es incierta y determinante en el diagnóstico poblacional, esta tendencia debería ser verificada con el incremento relativo de las capturas en el desarrollo de las próximas temporadas de pesca. El reclutamiento de este recurso se estima con talla modal en torno a 15 cm LF (**Figura SR6**).

El diagnóstico de la población indica que desde el 2017 la biomasa ha presentado una tendencia a la recuperación y alcanzando el 39% B_0 el año más reciente, valor muy próximo al objetivo de manejo. El potencial desovante alcanza el 55% de la biomasa que hubiese existido sin pesca (**Figura SR7**). Mientras el primero de esto muestra solo un valor relativo a un nivel de referencia de largo plazo, el segundo ratifica que, no obstante, un régimen de bajos reclutamientos, la presión de pesca ha permitido una gradual recuperación no obstante el aparente régimen de baja productividad poblacional (**Figura SR5**). La notable reducción de las capturas ha determinado menor nivel de presión de pesca, lo que en el diagrama de Kobe se traduce en una condición sin evidencias de sobrepesca ($F/F_{rms} < 1$) y un valor de mortalidad por pesca equivalente al 27% de su valor límite (**Figura SR8, Tabla**

SR2). La incertidumbre de estimación indica que el riesgo latente de sobreexplotación al 2021 se estima del 53% (**Figura SR9**).

Un análisis de sensibilidad a distintos supuestos muestra que la biomasa relativa a B_0 es principalmente sensible a dos las hipótesis evaluadas; el escenario en la cual se incrementa el valor de M en un 50% (S2), y otro en el cual se estima la longitud asintótica L_∞ (S4). En ambos casos la condición de la población supera el 64% B_0 . No obstante esto, se aprecia gran consistencia en la escala y variabilidad de los reclutamientos (**Figura SR10**). El mejor ajuste del modelo a los datos correspondió al escenario S4 (mínimo valor de verosimilitud) (**Tabla SR3**) en el cual se estima una longitud asintótica ligeramente menor ($L_\infty=25.6$ cm) al valor empleado e igualmente admisible biológicamente (**Tabla SR4**). En este escenario, la población podría encontrarse próxima al 75% de la biomasa B_0 , lo cual debería ser corroborado con estudios de crecimiento adicionales.

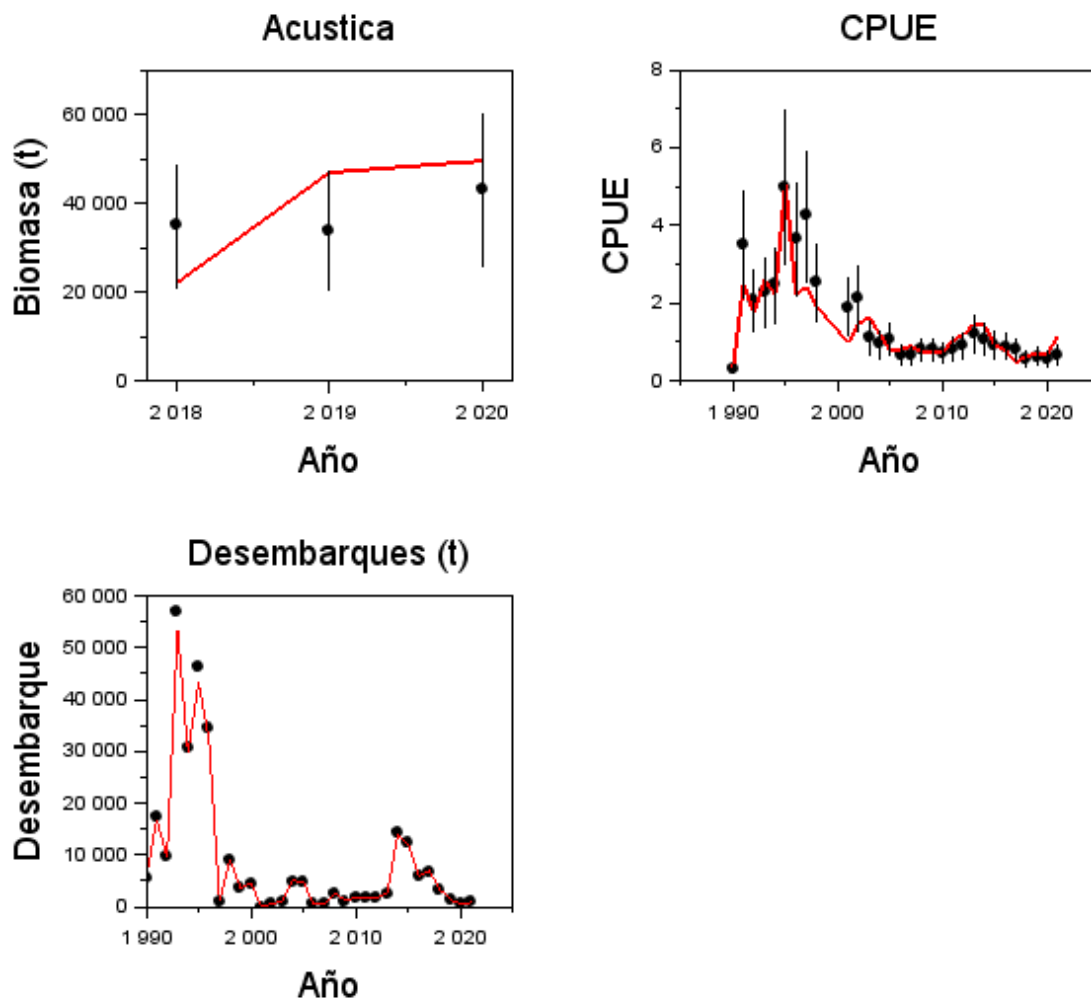


Figura SR1. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a los datos de biomasa acústica, CPUE y desembarques de **SARDINA REDONDA**.

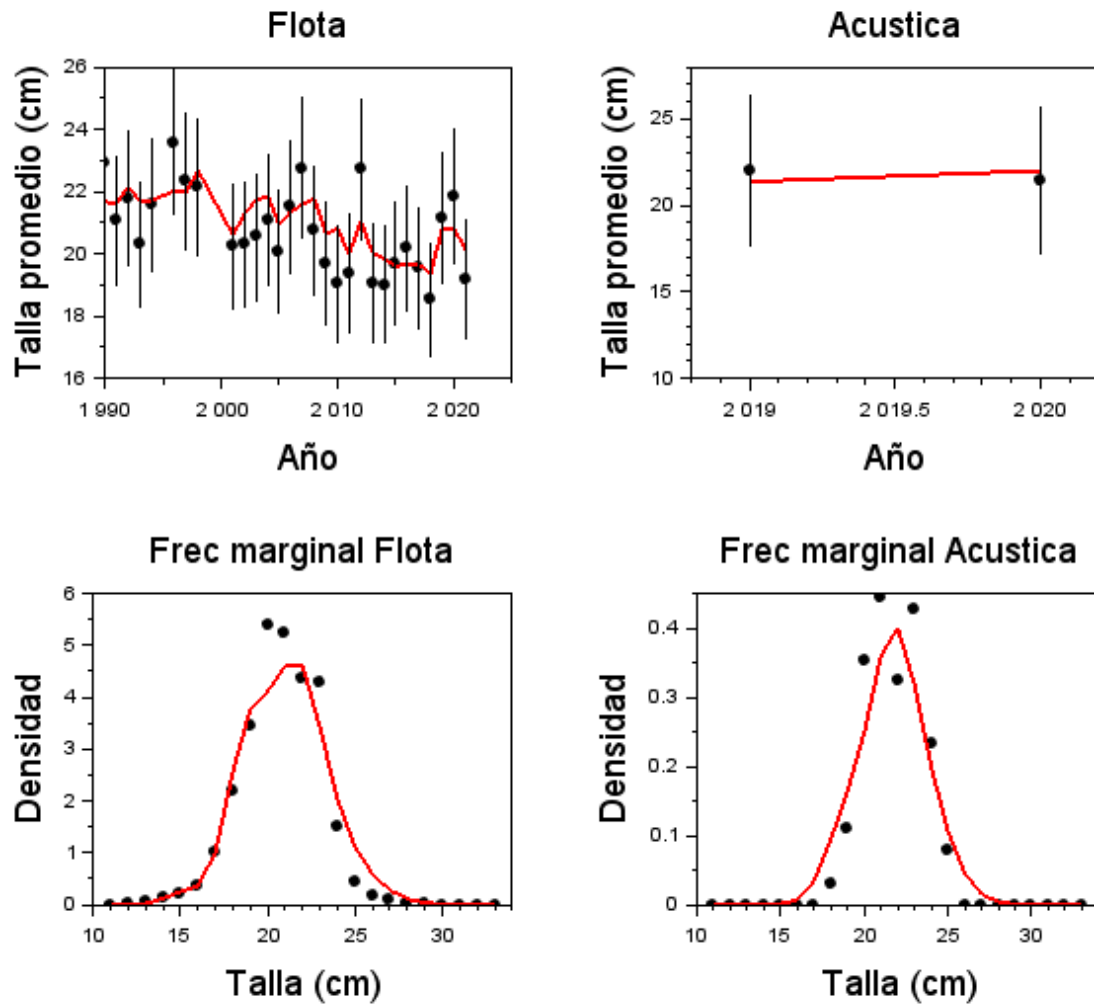


Figura SR2. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a la talla promedio de las capturas, la evaluación acústica, y las frecuencias de tallas marginales totales de las capturas y cruceros acústicos de **SARDINA REDONDA**.

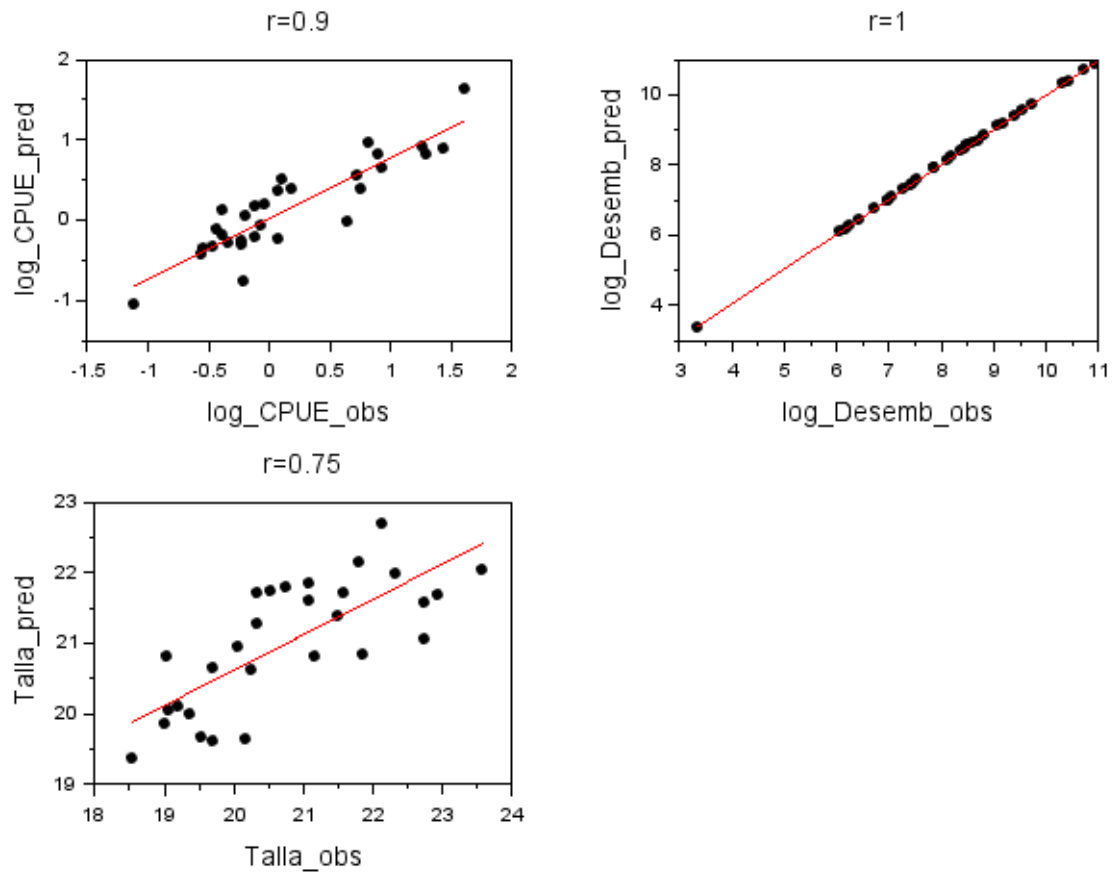


Figura SR2b. Diagrama de dispersión y correlación parcial de la CPUE, desembarques y talla promedio observada y ajustada de **SARDINA REDONDA**.

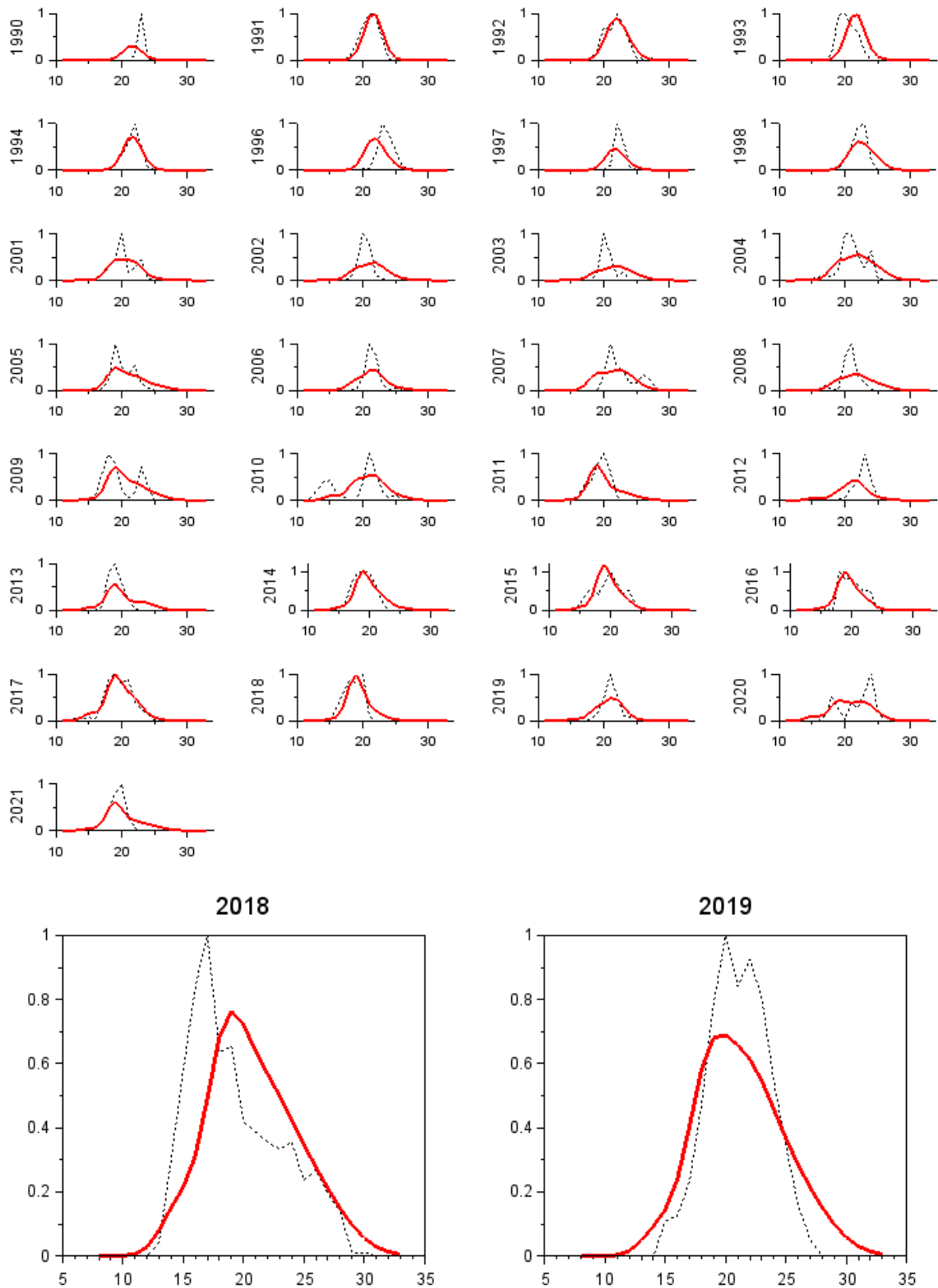


Figura SR3. Ajuste del modelo de evaluación MESTOCKL a las frecuencias de tallas de las capturas anuales y a los cruceros acústicos (abajo) de **SARDINA REDONDA**.

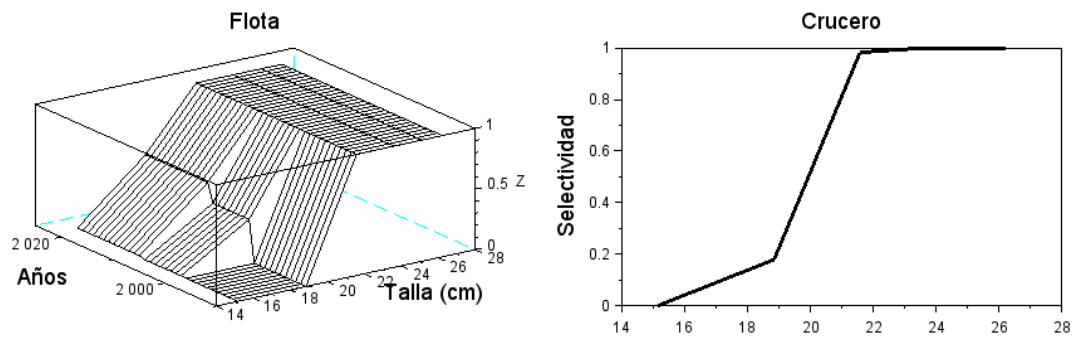


Figura SR4. Selectividad a la talla por bloques de años de la flota (arriba) y los cruceros acústicos (abajo) de **SARDINA REDONDA**.

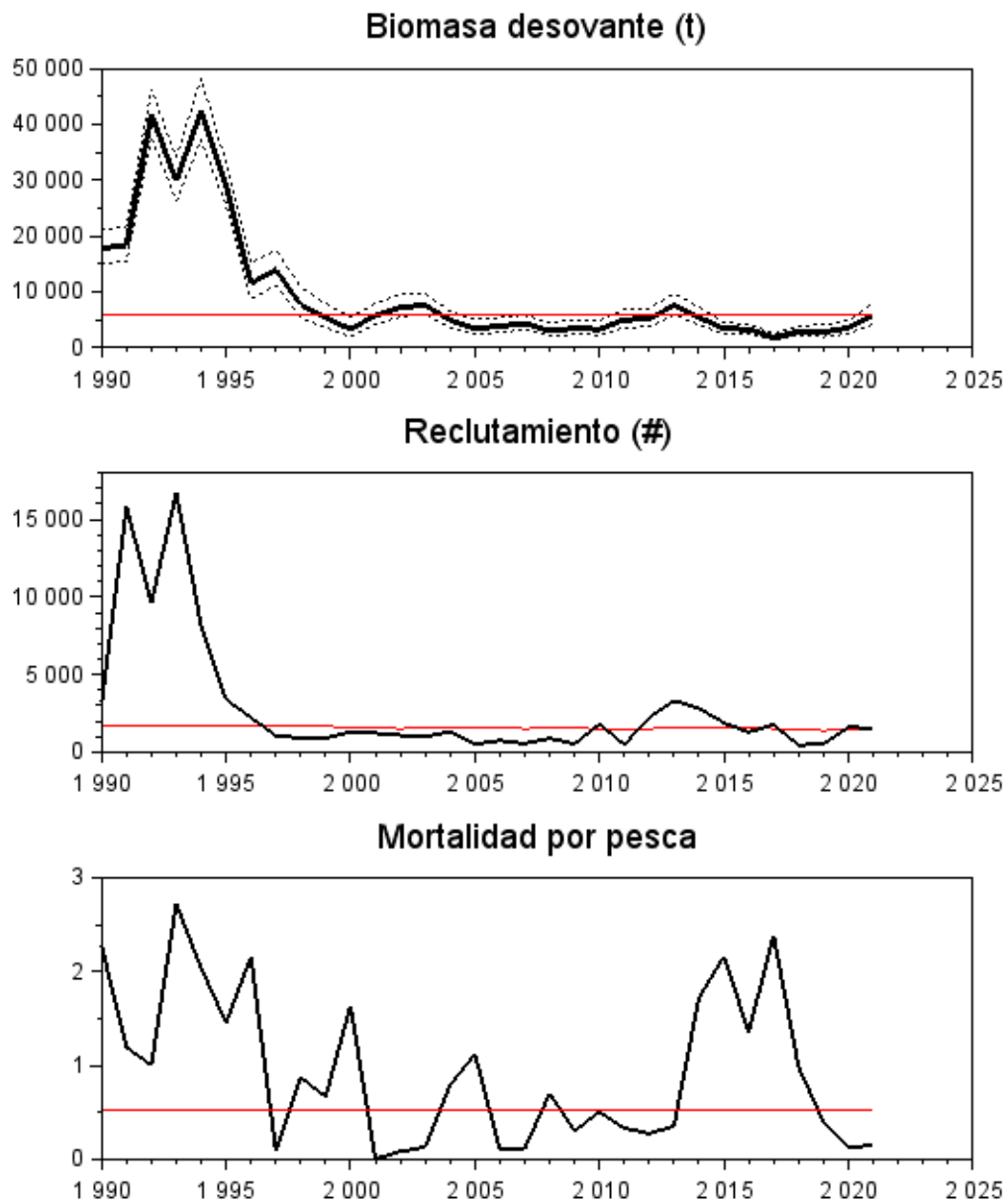


Figura SR5. Biomasa desovante, reclutamientos y mortalidad por pesca de **SARDINA REDONDA**. Las líneas rojas representan valores de referencia (objetivos de manejo para BD y F) y reclutamiento esperado. La línea delgada segmentada corresponde a los intervalos de confianza 95%

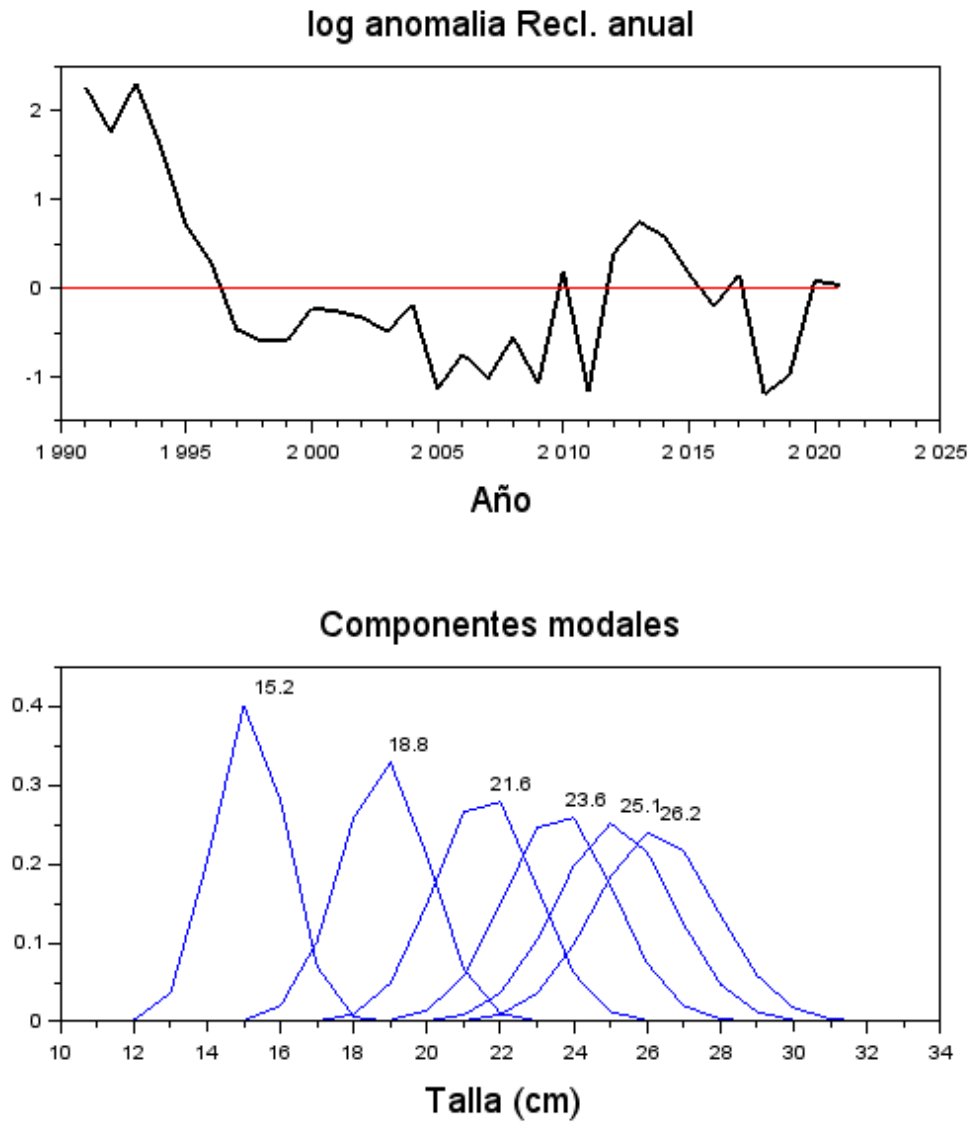


Figura SR6. Anomalías del logaritmo de los reclutamientos anuales (arriba) y distribución de tallas del reclutamiento (abajo) de **SARDINA REDONDA**.



Figura SR7. Variación anual de la proporción de la biomasa virginal de largo plazo, dinámica y valor objetivo de **SARDINA REDONDA**.

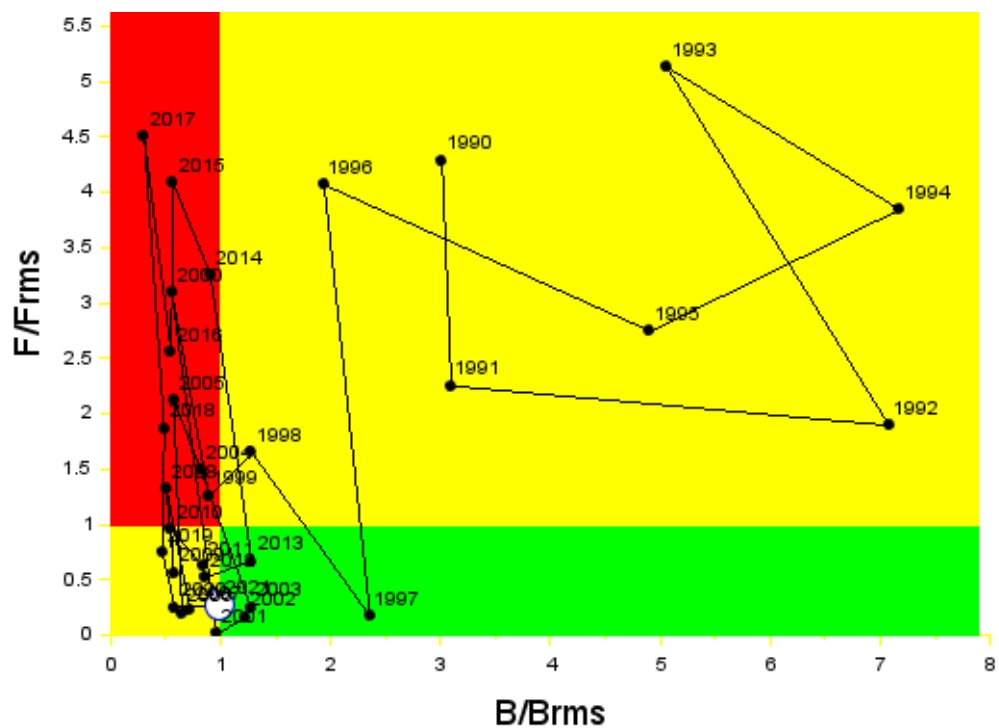


Figura SR8. Diagrama de Kobe. El círculo representa la condición actual. Recurso **SARDINA REDONDA**.

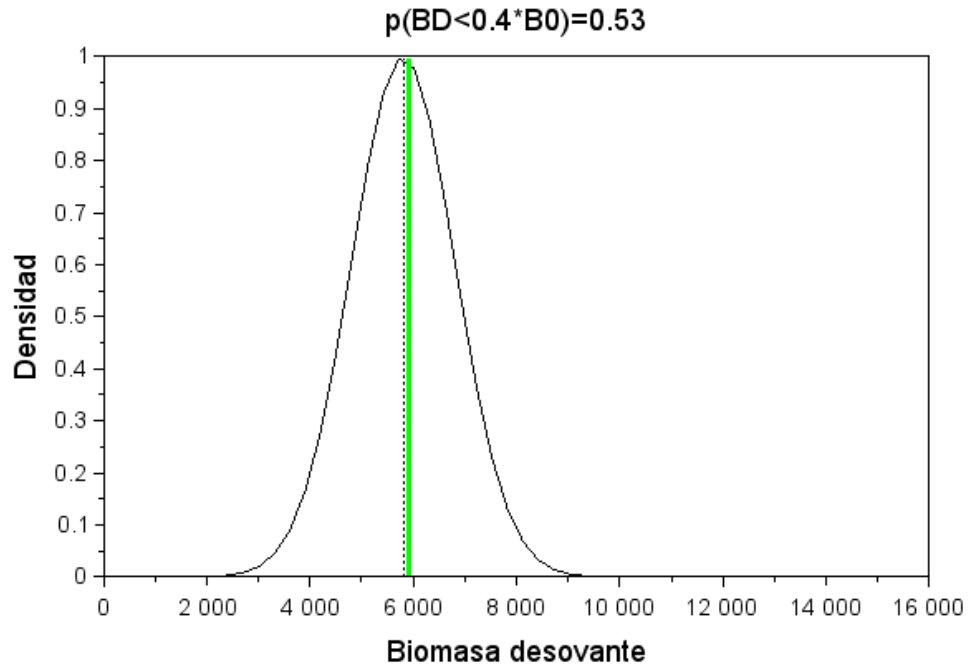


Figura SR9. Distribución de la probabilidad de la biomasa desovante (línea negra) y su relación respecto del valor objetivo (línea verde). El título del gráfico representa la probabilidad de sobreexplotación. Recurso **SARDINA REDONDA**.

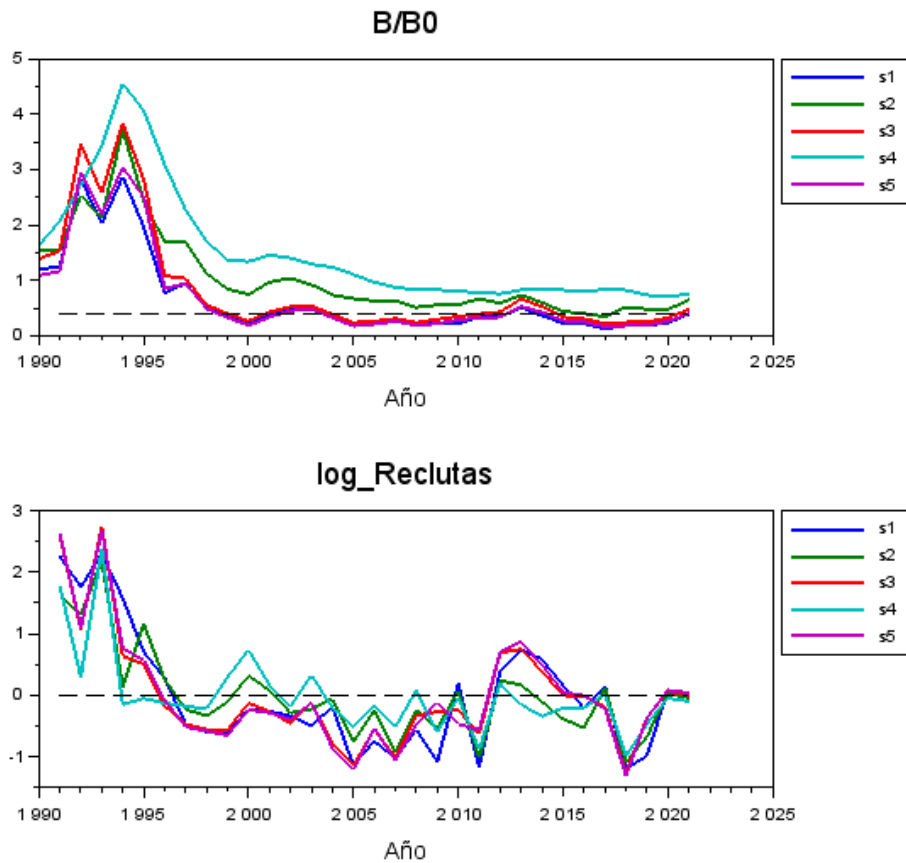


Figura SR10. Escenarios de evaluación de stock: Proporción de la biomasa virginal de largo plazo (B/B_0) y variabilidad anual del reclutamiento (escala logarítmica). Recurso **SARDINA REDONDA**.

Tabla SR1. Series de capturas, CPUE y biomasa acústica empleadas en la evaluación del stock del recurso **SARDINA REDONDA**.

Año	Capturas(t)	CPUE	B.Acustica(t)
1990	5471	0.327	0
1991	17180	3.532	0
1992	9688	2.075	0
1993	57063	2.291	0
1994	30748	2.471	0
1995	46253	5.006	0
1996	34349	3.640	0
1997	1095	4.246	0
1998	8873	2.525	0
1999	3636	0.000	0
2000	4415	0.000	0
2001	28	1.908	0
2002	613	2.132	0
2003	1068	1.114	0
2004	4901	0.962	0
2005	4629	1.078	0
2006	433	0.686	0
2007	520	0.649	0
2008	2632	0.805	0
2009	1154	0.794	0
2010	1903	0.719	0
2011	1760	0.822	0
2012	1653	0.899	0
2013	2650	1.213	0
2014	14167	1.075	0
2015	12365	0.930	0
2016	5974	0.889	0
2017	6841	0.817	0
2018	3324	0.577	35000
2019	1434	0.634	34000
2020	475	0.582	43059
2021	836	0.679	0

Tabla SR2. Estimaciones anuales del reclutamiento (Recl.), biomasa desovante, mortalidad por pesca, índice de sobrepesca (F/F40), proporción de B_0 de largo plazo (B/B0), y proporción de B_0 dinámico (RPRdin) del recurso **SARDINA REDONDA**.

Año	Recl(#)	Biomasa(t)	F	F/F40	B/B0	RPRdin
1990	3172	17787	2.271	4.286	1.206	0.833
1991	15834	18283	1.192	2.250	1.240	0.567
1992	9617	41764	1.003	1.893	2.832	0.711
1993	16714	29842	2.718	5.129	2.023	0.391
1994	8130	42337	2.036	3.842	2.871	0.445
1995	3379	28961	1.454	2.743	1.964	0.309
1996	2222	11463	2.154	4.065	0.777	0.148
1997	1050	13927	0.089	0.169	0.944	0.240
1998	904	7601	0.871	1.644	0.515	0.186
1999	905	5276	0.667	1.258	0.358	0.190
2000	1281	3282	1.638	3.090	0.223	0.168
2001	1212	5696	0.006	0.011	0.386	0.371
2002	1078	7211	0.083	0.157	0.489	0.549
2003	969	7546	0.129	0.244	0.512	0.645
2004	1330	4849	0.788	1.487	0.329	0.452
2005	517	3383	1.123	2.118	0.229	0.324
2006	743	3828	0.105	0.199	0.260	0.421
2007	543	4288	0.117	0.220	0.291	0.536
2008	880	2992	0.698	1.318	0.203	0.423
2009	526	3401	0.299	0.565	0.231	0.495
2010	1804	3249	0.506	0.954	0.220	0.480
2011	469	4967	0.332	0.626	0.337	0.587
2012	2211	5070	0.276	0.520	0.344	0.585
2013	3308	7569	0.354	0.669	0.513	0.648
2014	2810	5363	1.721	3.246	0.364	0.320
2015	1888	3364	2.162	4.079	0.228	0.169
2016	1281	3243	1.354	2.555	0.220	0.164
2017	1761	1803	2.385	4.500	0.122	0.100
2018	453	2882	0.986	1.861	0.195	0.176
2019	517	2771	0.395	0.745	0.188	0.213
2020	1610	3457	0.133	0.252	0.234	0.335
2021	1529	5806	0.145	0.274	0.394	0.552

Tabla SR3. Diferencia en log-verosimilitud respecto del valor mínimo según caso de análisis por conjunto de datos empleados en la evaluación de stock del recurso **SARDINA REDONDA**.

Caso	Total	CPUE	Cruceros	Desemb	prop_C	prop_N	priors
1	86.85	0.00	1.16	4.43	42.98	2.36	79.36
2	19.23	1.11	0.71	0.96	33.98	4.15	16.82
3	36.83	2.56	1.10	2.50	0.00	2.92	61.23
4	0.00	5.52	0.00	0.00	35.93	0.00	0.00
5	61.60	7.29	1.19	3.97	9.42	3.63	68.04

Tabla SR4. Parámetros biológicos según caso de análisis de la evaluación de stock del recurso **SARDINA REDONDA**.

Caso	B/B0	Loo	k	Lo	alfa	beta	M	h
1	0.39	29.40	0.30	15.15	0.00	0.06	0.60	0.90
2	0.64	29.40	0.30	14.31	0.00	0.06	0.90	0.90
3	0.47	29.40	0.25	14.76	0.00	0.05	0.60	0.90
4	0.75	25.63	0.30	15.73	0.00	0.06	0.60	0.90
5	0.40	29.40	0.30	13.37	1.08	0.00	0.60	0.90

4.2. Relación ambiente-reclutamientos

Los forzantes ambientales suelen generar efectos en mayor o menor magnitud tanto en los rasgos biológicos de las especies, así como en los reclutamientos, principalmente en especies de pelágicos pequeños. Para estos fines se analiza la correlación parcial entre las anomalías de las variables ambientales; Clorofila-a (Clo-a) y la Temperatura superficial del mar (TSM), y las anomalías de los reclutamientos con desfases de caro a dos años. Estos desfases suponen que el momento de eclosión larvaria y la posterior supervivencia larval pudo haber condicionado el éxito/fracaso de los reclutamientos a la pesquería luego de uno o dos años más tarde. En la ventana de tiempo analizada (1995-2021), la TSM y Clo-a han variado de manera inversa, aun cuando desde el 2018 ambas han mostrado un similar incremento relativo (**Figura AR1**).

Los análisis realizados muestran en general baja correlación ambiente-reclutamientos, no obstante, y en particular, una relativa mayor correlación de Clo-a con los reclutamientos que con la TSM. La TSM solo parece afectar positivamente y en el mismo año al recurso pinchagua cuya correlación alcanza $r=+0.42$ (**Figura AR2**). Por su lado, el efecto de la Clo-a afectaría mayormente a las especies botella, pinchagua y picudillo. Considerando el desfase de un año, la correlación más notable se da en el recurso botella, la cual muestra disminución del reclutamiento ($r=-0.42$) con el aumento del nivel de Clo-a ocurrido un año antes, y ocurre precisamente lo contrario en el caso de pinchagua ($r=+0.29$), cuyo reclutamiento incrementa con al aumento de la Clo-a (**Figura AR3**). Del mismo modo, este nivel de correlación en pinchagua incrementa a $r=+0.33$ al considerar dos años de rezago, mientras el nivel de correlación con el reclutamiento de botella disminuye a la mitad ($r=-0.24$) (**Figura AR4**). En estas condiciones destaca también la relación positiva Clo-a vs los reclutamientos de picudillo ocurridos dos años más tarde y alcanzando $r=+0.4$.

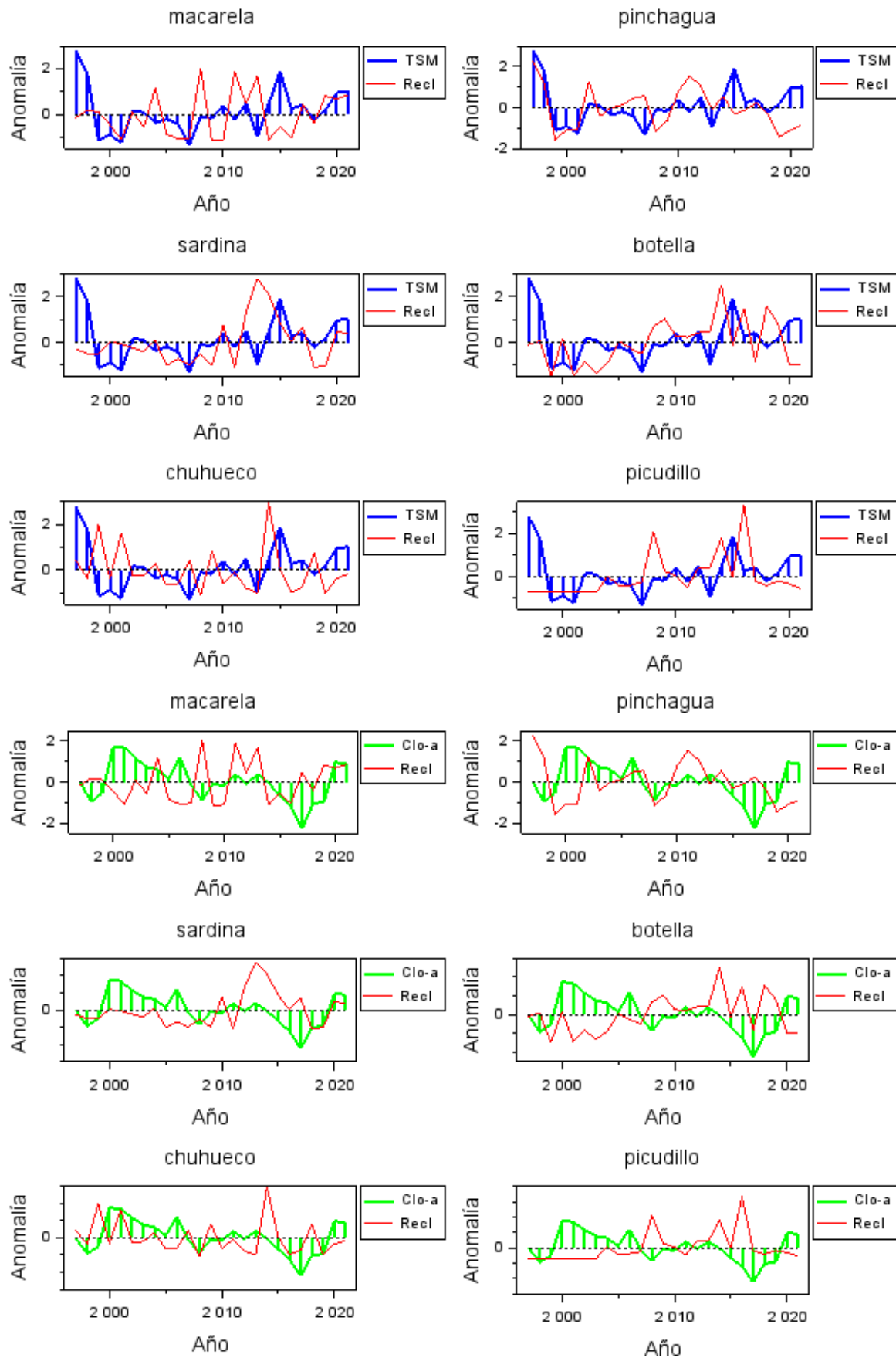


Figura AR1. Anomalía del reclutamiento por especie, TSM (arriba) y Clorofila-a (abajo).

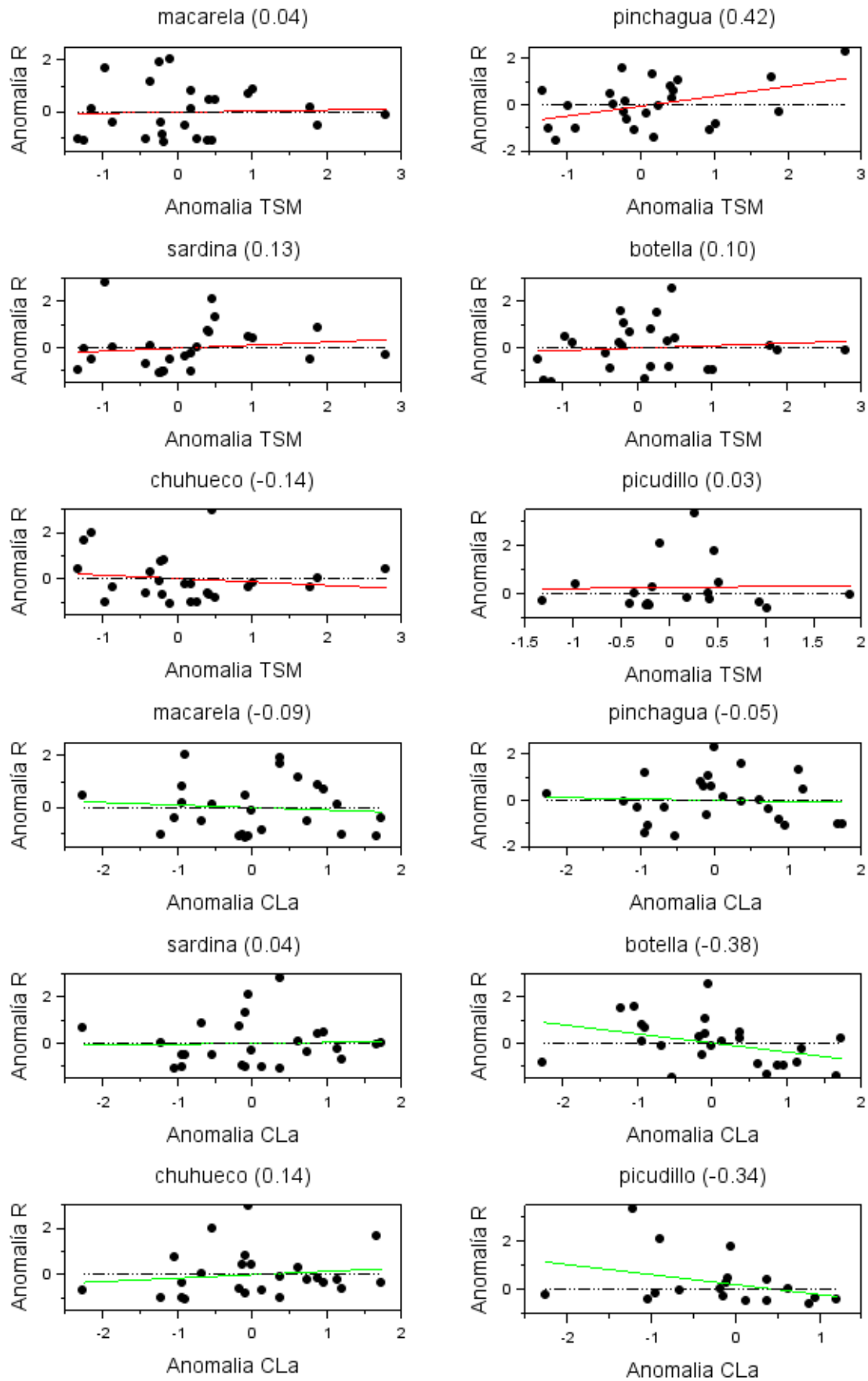


Figura AR2. Correlación reclutas vs TSM (arriba) y Clorofila-a (abajo) rezago 0 año

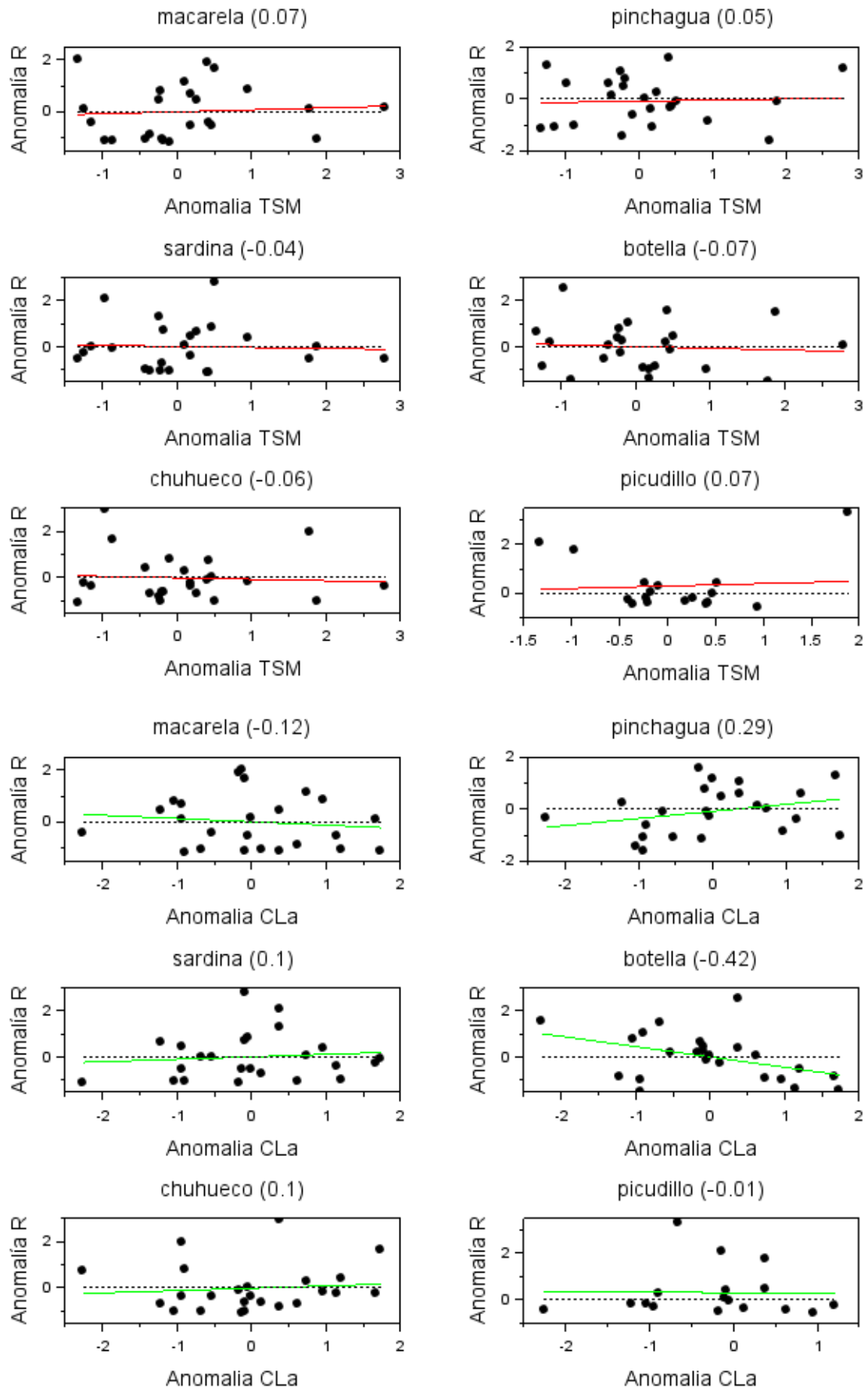


Figura AR3. Correlación reclutas vs TSM (arriba) y Clorofila-a (abajo) rezago 1 año

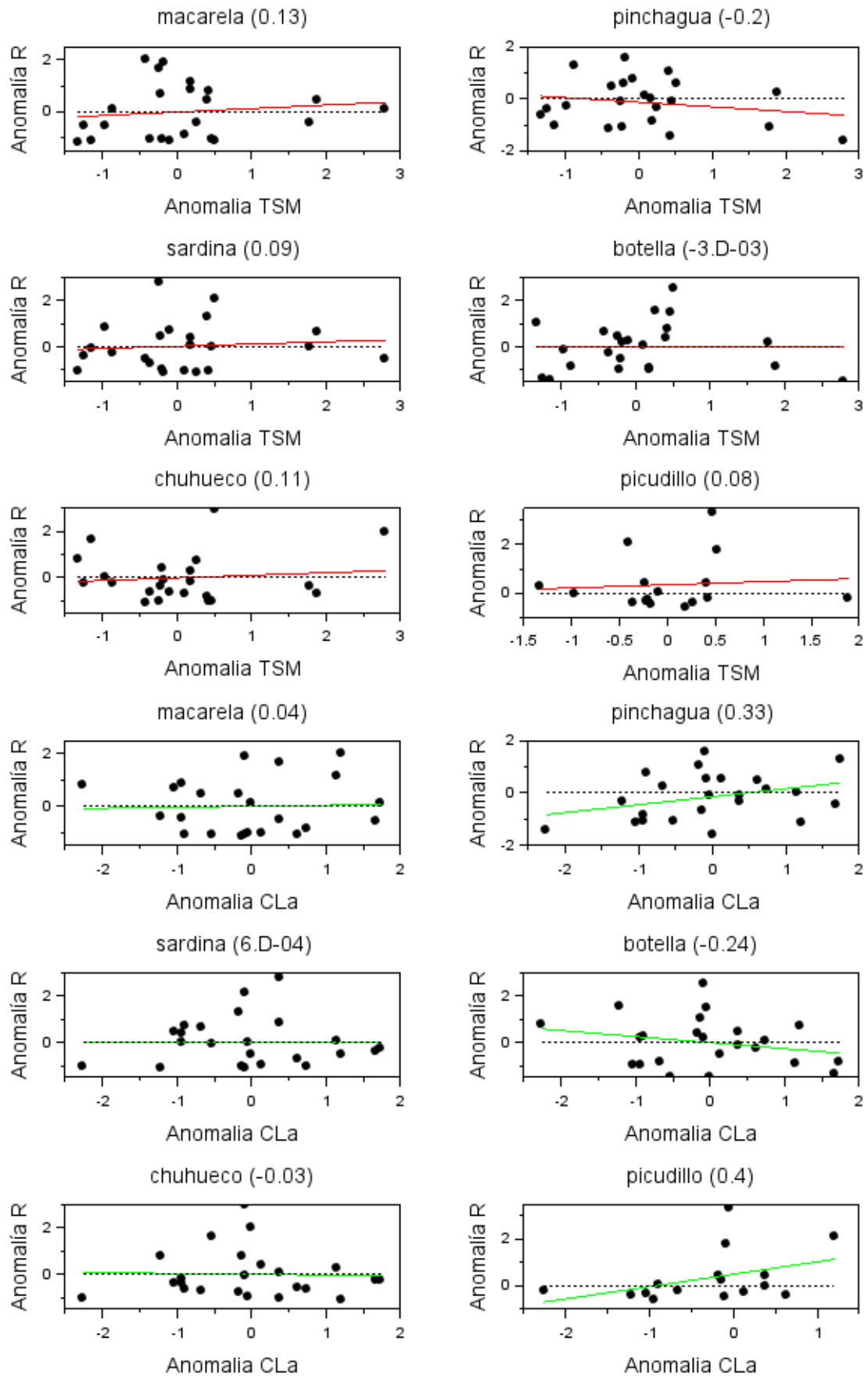


Figura AR4. Correlación reclutas vs TSM (arriba) y Clorofila-a (abajo) rezago 2 años

5. DISCUSION Y CONCLUSIONES

Se realiza el diagnóstico y evaluación de stock de pelágicos pequeños del Ecuador con información biológica pesquera actualizada al 2021. El modelo integrado para data completa (modelo MESTOCKL) fue empleado, en los cuales la información está compuesta por series de capturas, índices de abundancia estandarizados y composiciones de tallas de las capturas. Para este último caso, el modelo fue modificado con el fin de extender los análisis al efecto de variables ambientales sobre tres procesos relevantes de la población: reclutamiento, disponibilidad/capturabilidad y mortalidad natural.

Se entregan series de tiempo con estimados anuales de biomasa, reclutamientos, mortalidad por pesca y la condición de los recursos respecto de Puntos Biológicos de Referencia (PBR). Como valor *proxy* al Rendimiento Máximo Sostenible se acuerda mantener como referencia de sobreexplotación una biomasa equivalente al **40%** de la biomasa desovante virginal. Consecuentemente, se establece como criterio de sobrepesca la mortalidad por pesca **F_{40%}**.

Sin perjuicio de las diversas fuentes de incertidumbre que rodean a la evaluación de stock, las que pasan, por ejemplo, en mejorar la comprensión del efecto/sesgo en la evaluación de géneros de Botella y Pinchagua, y de la distribución espacial de las poblaciones como unidades de manejo, los resultados mostraron consistencia respecto del primer diagnóstico realizado por Canales et al., (2020) y de su posterior evolución como consecuencia del mayor o menor nivel de capturas. Para todos los escenarios y modelos analizados, los resultados mostraron que las poblaciones de pelágicos pequeños del Ecuador en general confirman su mejoría explicada por el aumento de la proporción de biomasa virginal y la reducción de la mortalidad por pesca respecto de la mortalidad por pesca de referencia. Esta recuperación se ha debido entre otras a la disminución tanto de las capturas como del número efectivos de días de operación de la flota. El indicador de reducción de stock (B/B_{rms}) muestra que, en promedio, entre el 2017 y el 2020 las poblaciones duplicaron su biomasa pasando de 0.18 a 0.37, pasando a 0.83 al 2021 en tanto el índice de sobrepesca $F/F_{40\%}$ se redujo de 1.26 a 0.94. Cabe mencionar que al año 2021 y como consecuencia del aumento de las capturas en algunas especies, el indicador F/F_{rms} aumento respecto del 2020. El número de especies sin sobreexplotación ($B/B_{rms} > 0.4$) se incrementó respecto del 2020 con un 83%, y estuvo compuesta por las especies Botella, Pinchagua, Macarela, Sardina Redonda y Chuhueco. A diferencia del 2020, la población del recurso Botella disminuyó a la mitad su nivel de sobrepesca ($F/F_{rms} = 1.1$), mientras que el nivel de sobrepesca en Macarela se ha incrementado como consecuencia del aumento de sus capturas ($F/F_{rms} = 2.8$). En términos generales, el incremento de la mortalidad por pesca se observó en la mitad de las especies de toda la pesquería. De todas las especies sometidas al proceso de evaluación, picudillo es la que tiene la biomasa más disminuida ($B/B_{rms} = 0.17$).

Por otro lado, y de manera inédita en la región, la evaluación de stock consideró la incorporación de las variables ambientales como forzantes en la variabilidad de procesos poblacionales claves como es el reclutamiento, la disponibilidad/capturabilidad y la mortalidad natural. El modelo fue modificado y tres hipótesis alternativas fueron contrastadas respecto del modelo base (sin consideraciones ambientales). Para estos efectos se consideró la variabilidad de la TSM y la clorofila Clo-a como factores determinantes, las cuales muestran en los últimos años anomalías ligeramente cálidas en la TSM y notablemente negativas en Clo-a. Estas variables afectarían proporcionalmente a la mortalidad natural y capturabilidad de las especies analizadas, alterando de paso la

percepción respecto del estado de las poblaciones. En este contexto, los resultados mostraron que la incorporación de las variables ambientales mejora el ajuste del modelo a los datos, y que la variabilidad de la TSM y Clo-a afectan principalmente la mortalidad natural de las especies Botella, Chuhueco y Sardina redonda, generando menores estimaciones de biomasa y una estimación del estado poblacional peor al indicado en el modelo base. Por otro lado, las mismas variables afectarían de manera distinta a otras especies, generando cambios en la disponibilidad/capturabilidad de la Macarela, Picudillo y Pinchagua, pero sin mayores efectos en el estado de sus poblaciones. Lo anterior se explica porque efectos en la disponibilidad no generan efectos en la abundancia, particularmente cuando las anomalías negativas de la Clo-a podrían permitir menor capturabilidad, menores capturas y por ende mayor escape de individuos de la pesca.

Finalmente, y con el fin de asegurar la recuperación y estabilidad de estas poblaciones, se sugiere evitar incrementos en el nivel de esfuerzo de pesca que no estén directamente relacionados con el estado y fluctuaciones en que se encuentren estas poblaciones. Los factores ambientales pueden generar el aumento en la disponibilidad y concentración de los recursos, y una falsa sensación de aumentos en la biomasa, y con esto un incremento de la mortalidad por pesca más allá de los límites recomendables. En este sentido, la aplicación de una regla de control de capturas/esfuerzo en función de los cambios de los stocks es la forma adecuada para un manejo sostenible, considerando, por ejemplo, lo propuesto por Canales (2020) en el marco del desarrollo del Plan de Acción y Manejo de la pesquería SPF del Ecuador (SRP, 2020). En este sentido, resulta relevante fortalecer la vigilancia y seguimiento de las pesquerías que realiza el IPIAP, por cuanto representan los insumos fundamentales para el manejo sostenible de las pesquerías de pelágicos pequeños del Ecuador.

REFERENCIAS

- Ault, J. S., Smith, S. G., Bohnsack, J. A., Luo, J., Stevens, M. H., DiNardo, G. T., Johnson, M. W., and Bryan, D. R. 2019. Length-based risk analysis for assessing sustainability of data-limited tropical reef fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 76: 165–180.
- Beddington & Kirkwood. 2005. The estimation of potential yield and stock status using life-history parameters *Phil. Trans. R. Soc. B* (2005) 360, 163–170 doi:10.1098/rstb.2004.1582.
- Beverton & Holt. 1956. A review of methods for estimating mortality rates in fish populations, with special reference to sources of bias in match sampling. *Rapp. P.-V. Réun. Cons. Perm. Int. Explor. Mer*, 140: 67-83.
- Canales, C. M. 2020. Desarrollo de competencias al Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca (IPIAP) (ex INP) para el diseño e implementación de reglas de decisión de capturas, acordes con los objetivos de manejo propuestos para la pesquería de peces pelágicos pequeños en el Ecuador. REPORTE CIENTIFICO No. 2. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD). 50p.
- Canales, C. M., Jurado, V., Peralta, M., Chicaiza, D., Elías, E., Romero, A. 2020. Evaluación de stock de peces pelágicos pequeños en la costa continental ecuatoriana. Informe Técnico. Instituto Nacional de Pesca. 102 pp.
- Canales, C. M., Jurado, V., Peralta, M., Chicaiza, D., Elías, E., Preciado, M., Hurtado, M., Landívar, E., Alemán, C., Sandoval, G. 2019. Evaluación de stock de peces pelágicos pequeños en la costa continental ecuatoriana. Cadenas Mundiales Sostenibles—Informe Científico No. 1. Honolulu: Sustainable Fisheries Partnership Foundation & Instituto Nacional de Pesca. 82 pp.
- Canales, C. M., A. Punt, M. Mardones. 2021. Can a length-based pseudo-cohort analysis (LBPA) using multiple catch length-frequencies provide insight into population status in data-poor situations? *Fisheries Research* 234 (2021) 105810. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2020.105810>.
- Canales, C. 2015. Informe de Curso-Taller “Revisión de la Evaluación de Stock de Pez Palo (*Percophis brasiliensis*) en el ecosistema costero bonaerense al norte de los 39° S. Argentina. INIDEP, Mar del Plata, Argentina, 5-10 julio 2015. 41pp
- Canales, C., M. Peralta y V. Jurado. 2014. Evaluación de la Población de Pinchagua (*Ophistonema* spp.) en aguas ecuatorianas. Boletín Especial Año 4 N°3, Instituto Nacional de Pesca del Ecuador INP, ISSN 1390-6690): 50 pp.
- Cahuin, S. M., Cubillos, L. A., Escribano, R., Luis Blanco, J., Ñiquen, M., & Serra, R. 2013. Sensitivity of recruitment rates anchovy (*Engraulis ringens*) to environmental changes in Southern Peru-Northern Chile. *Environmental Development*, 7(1), 88–101. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2013.03.004>
- Clark, W. G. 1993. The effect of recruitment variability on the choice of a target level of spawning biomass per recruit. Pages 233–246 in G. Kruse, R. J. Marasco, C.
- Clark, W.G. 1991. Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48, 734-750.
- Cooper, A. 2006. A Guide to Fisheries Stock Assessment from Data to Recommendations. University of New Hampshire, Sea Grant College Program: 47p.
- Cornejo, P. 2007. Human Development Report 2007 / 2008 Ecuador Case Study: Climate Change Impact on Fisheries Pilar Cornejo. *Human Development*. http://hdr.undp.org/sites/default/files/cornejo_pilar.pdf
- Chavez, F. P., Costello, C., Aseltine-Neilson, D., Doremus, H., Field, J. C., Gaines, S. D., Hall-Arber, M., Mantua, N. J., McCovey, B., Pomeroy, C., Sievanen, L., Sydeman, W.

- J., & Wheeler, S. A. 2017. Ready California Fisheries for Climate Change. June, 58. http://www.oceansciencetrust.org/wp-content/uploads/2016/06/Climate-and-Fisheries_GuidanceDoc.pdf
- Deriso, R. B., M. Maunder, W. H. Pearson. 2008. Incorporating covariates into fisheries stock assessment models with application to pacific herring. *Ecological Applications*, 18(5), 2008, pp. 1270–1286.
- Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2019. FishBase. World Wide Web electronic publication www.fishbase.org. version (04/2019).
- Hordyk, A., Ono, K., Sainsbury, K., Loneragan, N., Prince, J. 2014a. Some explorations of the life history ratios to describe length composition, spawning-per-recruit, and the spawning potential ratio. *ICES J. Mar. Sci.*, <http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fst235>.
- Hordyk, A., Ono, K., Valencia, S. R., Loneragan, N. R., Prince, J. D. 2014b. 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.* <http://dx.doi.org/10.1093/icesjms/fsu004>.
- Jiménez, R. 2008. Aspectos biológicos de El Niño en el Océano Pacífico Ecuatorial (Universidad de Guayaquil).
- Jurado, V. 2021. Adaptación de la especie Pinchagua (*Opisthonema* spp.) en respuesta a las variaciones de las condiciones oceanográficas, frente a la costa ecuatoriana durante 1995 – 2019. Proyecto de Titulación. Magister en Cambio Climático. Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL). Facultad de Ingeniería Marítima y Ciencias del Mar (FIMCM). 125 p.
- Jurado, V. 2019. Seguimiento la Pesquería de Peces Pelágicos Pequeños durante 2017. Instituto Nacional de Pesca Ecuador. Presentación pptx. 13pp.
- Mace, P. M. and Sissenwine, M. P. 1993. How much spawning per recruit is enough? *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, 120, 110–118.
- Maunder, M. N., Watters, G. M. 2003. A-SCALA: An age structured statistical catch-at-length analysis for assessing tuna stocks in the eastern Pacific Ocean., *Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin* Vol. 22, No. 5., p. 156 pp. 2003.
- Minte -Vera, C. V. 2019. Revisión de las evaluaciones de stocks de las principales especies de pelágicos menores de Ecuador. *Cadenas Mundiales Sostenibles—Anexo de Informe Científico No. 1*. Honolulu: Sustainable Fisheries Partnership Foundation & Instituto Nacional de Pesca. 38 pp.
- Ormaza-González, F. I., Mora-Cervetto, A., María Bermúdez-Martínez, R., Armando Hurtado-Domínguez, M., Raúl Peralta-Bravo, M., & Mariuxi Jurado-Maldonado, V. (2016). Can small pelagic fish landings be used as predictors of high-frequency oceanographic fluctuations in the 1-2 El Niño region? *Advances in Geosciences*, 42 (November), 61–72. <https://doi.org/10.5194/adgeo-42-61-2016>
- Ormaza, F. 2016. Estudios Industriales: Orientación Estratégica para la toma de decisiones- Industria de Pesca. *ESPAE*, 6–44. <http://www.espae.espol.edu.ec/publicaciones-de-espae/%0Ahttp://www.espae.espol.edu.ec/estudios-industriales/ver-categoria>
- Patterson, K. y M. Santos. 1990. Dinámica Poblacional de la pinchagua (*Opisthonema* spp.). Un ejemplo del análisis del stock usando información de temperatura.
- Patterson, K., Castello, M., Santos, M. & M. Barcia. 1990. Validation and recalculation of catch and effort data for the Ecuadorian coastal purse-seine fleet for the period 1981 to 1989. *Bol. Cient. Tech. Inst. Nac. Pes.*, 10: 1-35.
- R. Froese and C. Binohlan. 2000. Empirical relationships to estimate asymptotic length, length first maturity and length at maximum yield per recruit in fishes, with a simple method to evaluate length frequency data, *Journal of Fish Biology* (2000) 56, 758–773, doi:10.1006/jfbi.1999.1194.

- Riofrío, M., & Chavarría, J. 2009. Caracterización termohalina de la estación oceanográfica. <http://www.dspace.espol.edu.ec/xmlui/bitstream/handle/123456789/1564/3054.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Romero, A, G. Ponce, N. González y V. Jurado. 2021. Estimación hidroacústica de los principales Peces Pelágicos pequeños en el Ecuador y su distribución geoespacial durante enero de 2021. Informe técnico Crucero de prospección hidroacústica y pesca comprobatoria con barcos pesqueros comerciales IPIAP 2021-01-01-PV, 126: 11-30 pp.
- Subsecretaría de Recursos Pesqueros (SRP) - Viceministerio de Acuicultura y Pesca (VAP)- Ministerio de Producción Comercio Exterior Inversiones y Pesca (MPCEIP). 2021. Plan de Acción Nacional y Manejo de la Pesquería de Peces Pelágicos Pequeños del Ecuador / SRP-VAP-MPCEIP. Manta-Manabí-Ecuador. 54 pp.

Anexo A. Modelos Lineales Generalizados (GLM) ajustado a los datos de la operación de pesca en pelágicos pequeños del Ecuador

Tabla A1. Resultados de Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Botella.**

Call:

```
glm(formula = log(Captura) ~ Zona + Year + buque, family = gaussian(link =
"identity"),
    subset = aux)
```

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.8198	-0.7178	0.0035	0.7214	3.1737

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	2.56054	0.52209	4.904	9.43e-07 ***
Zona2	0.30622	0.16621	1.842	0.0654 .
Zona3	0.15091	0.16584	0.910	0.3629
Year1990	-0.45076	0.56604	-0.796	0.4258
Year1992	-0.08096	0.63892	-0.127	0.8992
Year1997	-0.03778	0.58567	-0.065	0.9486
Year1999	0.38380	0.50895	0.754	0.4508
Year2000	-0.28971	0.49891	-0.581	0.5615
Year2001	0.72454	1.10665	0.655	0.5127
Year2002	-0.57136	0.62089	-0.920	0.3575
Year2003	-0.48718	0.51333	-0.949	0.3426
Year2004	-0.53187	0.49615	-1.072	0.2837
Year2005	-0.57172	0.49835	-1.147	0.2513
Year2006	-0.68447	0.49640	-1.379	0.1679
Year2007	-0.57144	0.49588	-1.152	0.2492
Year2008	-0.69453	0.49600	-1.400	0.1614
Year2009	-0.53942	0.49557	-1.088	0.2764
Year2010	-0.74312	0.49551	-1.500	0.1337
Year2011	-0.48337	0.49545	-0.976	0.3293
Year2012	-0.11280	0.49549	-0.228	0.8199
Year2013	-0.54951	0.49579	-1.108	0.2677
Year2014	-0.61903	0.49567	-1.249	0.2117
Year2015	-0.53133	0.49550	-1.072	0.2836
Year2016	-0.46452	0.49555	-0.937	0.3486
Year2017	-0.61037	0.49547	-1.232	0.2180
Year2018	-0.74372	0.49543	-1.501	0.1333
Year2019	-0.68314	0.49547	-1.379	0.1680
Year2020	-0.76271	0.49567	-1.539	0.1239
Year2021	-0.6604	0.49748	-1.327	0.1844
buque2	0.37846	0.01909	19.824	< 2e-16 ***
buque3	0.50305	0.02054	24.486	< 2e-16 ***
buque4	0.65362	0.02381	27.450	< 2e-16 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.9860582)

Null deviance: 28920 on 27589 degrees of freedom
Residual deviance: 27174 on 27558 degrees of freedom
AIC: 77944

Number of Fisher Scoring iterations: 2

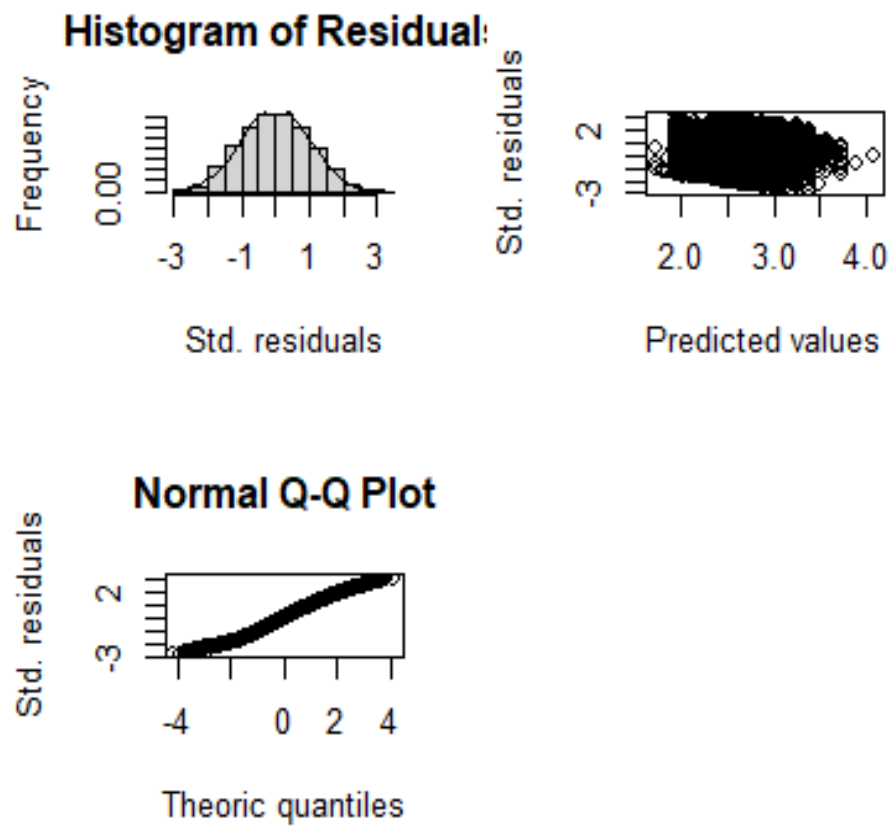


Figura A1. Diagnóstico gráfico del ajuste del Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Botella**

Tabla A2. Resultados de Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Chuhueco.**

Call:

```
glm(formula = log(Captura) ~ Zona + Year + buque, family = gaussian(link = "identity"), subset = aux)
```

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-3.6006	-0.6440	0.0848	0.6954	2.4525

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	3.1865404	0.6867783	4.640	3.57e-06 ***
Zona2	-0.9080592	0.2715798	-3.344	0.000833 ***
Zona3	-0.5971595	0.2638877	-2.263	0.023680 *
Year1984	0.1908081	1.1746019	0.162	0.870962
Year1985	1.1780174	0.8082509	1.457	0.145041
Year1986	0.5569237	0.7359396	0.757	0.449232
Year1987	1.1962979	0.7139599	1.676	0.093879 .
Year1988	-0.2301788	0.8800861	-0.262	0.793685
Year1989	0.3054111	0.7397841	0.413	0.679742
Year1990	0.0644471	0.7499820	0.086	0.931524
Year1991	0.0943835	0.7325738	0.129	0.897491
Year1992	0.1053156	0.7502064	0.140	0.888363
Year1993	0.8902522	0.7402736	1.203	0.229186
Year1994	0.2655326	0.8359785	0.318	0.750778
Year1995	1.0921162	0.7894619	1.383	0.166611
Year1997	0.4585963	0.6931528	0.662	0.508251
Year1998	0.1403745	0.6939739	0.202	0.839708
Year1999	0.5241135	0.7107789	0.737	0.460925
Year2000	0.3456343	0.6894100	0.501	0.616147
Year2001	0.3630587	0.6959554	0.522	0.601922
Year2002	0.7559447	0.7358752	1.027	0.304339
Year2003	1.0645521	0.7398368	1.439	0.150238
Year2004	0.2890674	0.6962794	0.415	0.678042
Year2005	0.2256408	0.6884856	0.328	0.743125
Year2006	0.3731022	0.6884188	0.542	0.587862
Year2007	0.3537523	0.7000115	0.505	0.613333
Year2008	1.3486898	0.6890937	1.957	0.050377 .
Year2009	0.0077594	0.6900127	0.011	0.991028
Year2010	0.1129490	0.7137022	0.158	0.874260
Year2011	0.4525505	0.6885582	0.657	0.511053
Year2012	0.4051695	0.6897395	0.587	0.556944
Year2013	0.4669295	0.6897956	0.677	0.498493
Year2014	0.1976462	0.6920402	0.286	0.775196
Year2015	0.4405015	0.6885732	0.640	0.522375
Year2016	0.6814437	0.6875302	0.991	0.321659
Year2017	0.8063319	0.6870769	1.174	0.240621
Year2018	0.0001598	0.6899551	0.000	0.999815
Year2019	0.1659658	0.6893344	0.241	0.809749
Year2020	-0.1895541	0.6931143	-0.273	0.784494
Year2021	0.30527	0.69497	0.439	0.660495
buque2	0.2155433	0.0339916	6.341	2.47e-10 ***
buque3	0.3556361	0.0391637	9.081	< 2e-16 ***
buque4	0.4179358	0.0557688	7.494	7.78e-14 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.9155881)

Null deviance: 5658.6 on 5443 degrees of freedom
Residual deviance: 4945.1 on 5401 degrees of freedom
AIC: 15014

Number of Fisher Scoring iterations: 2

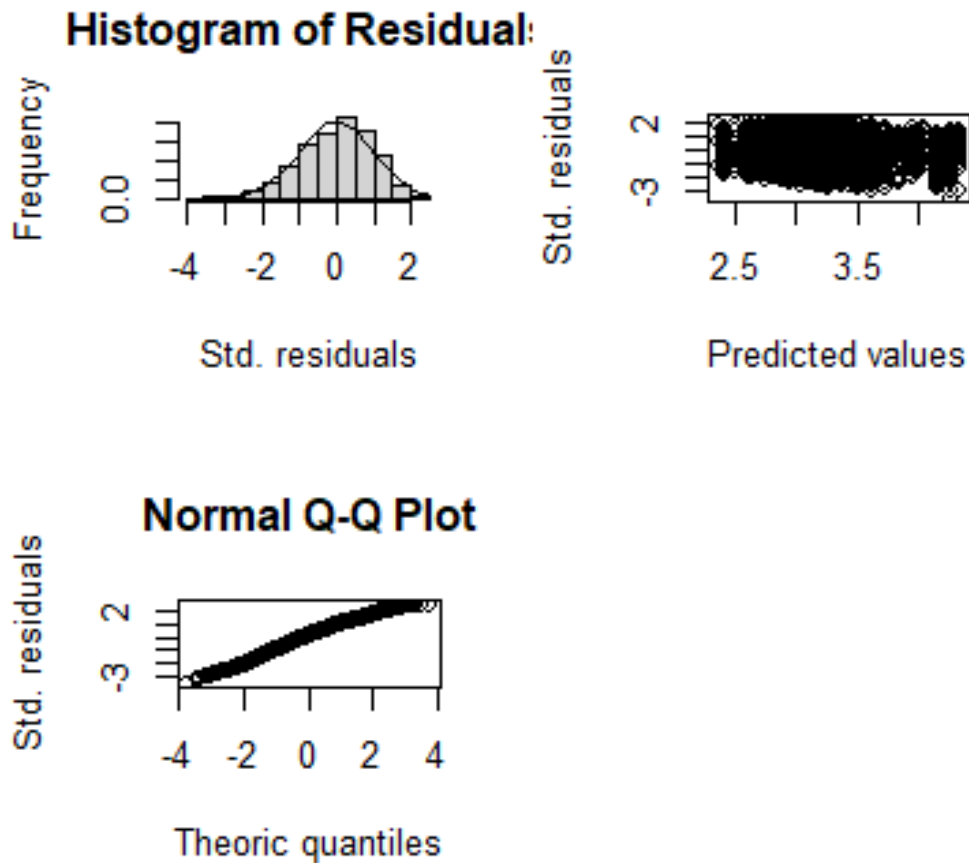


Figura A2. Diagnóstico gráfico del ajuste del Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Chuhueco.**

Tabla A4. Resultados de Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Macarela.**

Call:

```
glm(formula = log(Captura) ~ Zona + Year + buque, family = gaussian(link =
"identity"), subset = aux)
```

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-3.1611	-0.7336	0.0304	0.7559	3.1738

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	3.13761	0.19896	15.770	< 2e-16	***
Zona2	0.48806	0.18950	2.576	0.010011	*
Zona3	0.30799	0.18920	1.628	0.103575	
Year1983	0.09719	0.13351	0.728	0.466643	
Year1985	0.61681	0.09459	6.521	7.08e-11	***
Year1986	0.33824	0.09980	3.389	0.000702	***
Year1987	-0.03963	0.11744	-0.337	0.735753	
Year1988	0.30471	0.11322	2.691	0.007123	**
Year1989	-0.02693	0.11593	-0.232	0.816330	
Year1990	0.20277	0.14138	1.434	0.151532	
Year1991	-0.26297	0.13076	-2.011	0.044323	*
Year1992	-0.23688	0.20745	-1.142	0.253516	
Year1993	-0.26720	0.21440	-1.246	0.212668	
Year1994	-0.38080	0.23109	-1.648	0.099387	.
Year1995	-0.16220	0.17780	-0.912	0.361661	
Year1997	0.01076	0.09695	0.111	0.911654	
Year1998	1.61261	1.03433	1.559	0.118984	
Year1999	-0.19235	0.25333	-0.759	0.447680	
Year2000	-0.66403	0.07629	-8.704	< 2e-16	***
Year2001	-0.68409	0.13411	-5.101	3.40e-07	***
Year2002	-1.02556	0.16353	-6.271	3.63e-10	***
Year2003	-0.98211	0.15841	-6.200	5.72e-10	***
Year2004	-0.81717	0.07582	-10.777	< 2e-16	***
Year2005	-0.75089	0.07309	-10.273	< 2e-16	***
Year2006	-0.92312	0.07629	-12.100	< 2e-16	***
Year2007	-0.95683	0.07601	-12.589	< 2e-16	***
Year2008	-1.17744	0.07728	-15.236	< 2e-16	***
Year2009	-1.08419	0.07586	-14.293	< 2e-16	***
Year2010	-1.14062	0.07436	-15.338	< 2e-16	***
Year2011	-0.95876	0.07738	-12.391	< 2e-16	***
Year2012	-0.77350	0.07523	-10.282	< 2e-16	***
Year2013	-0.76307	0.07379	-10.341	< 2e-16	***
Year2014	-1.05594	0.07433	-14.206	< 2e-16	***
Year2015	-1.13486	0.07330	-15.483	< 2e-16	***
Year2016	-0.95089	0.07354	-12.930	< 2e-16	***
Year2017	-1.08361	0.07447	-14.551	< 2e-16	***
Year2018	-1.55074	0.07671	-20.217	< 2e-16	***
Year2019	-1.43400	0.07736	-18.537	< 2e-16	***
Year2020	-1.19745	0.07433	-16.110	< 2e-16	***
Year2021	-1.123335	0.072425	-15.51	<2.e-16	***
buque2	0.23903	0.02485	9.621	< 2e-16	***
buque3	0.46549	0.02561	18.176	< 2e-16	***
buque4	0.60998	0.02711	22.501	< 2e-16	***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 1.068311)

Null deviance: 46886 on 38746 degrees of freedom

Residual deviance: 41348 on 38704 degrees of freedom

AIC: 112565

Number of Fisher Scoring iterations: 2

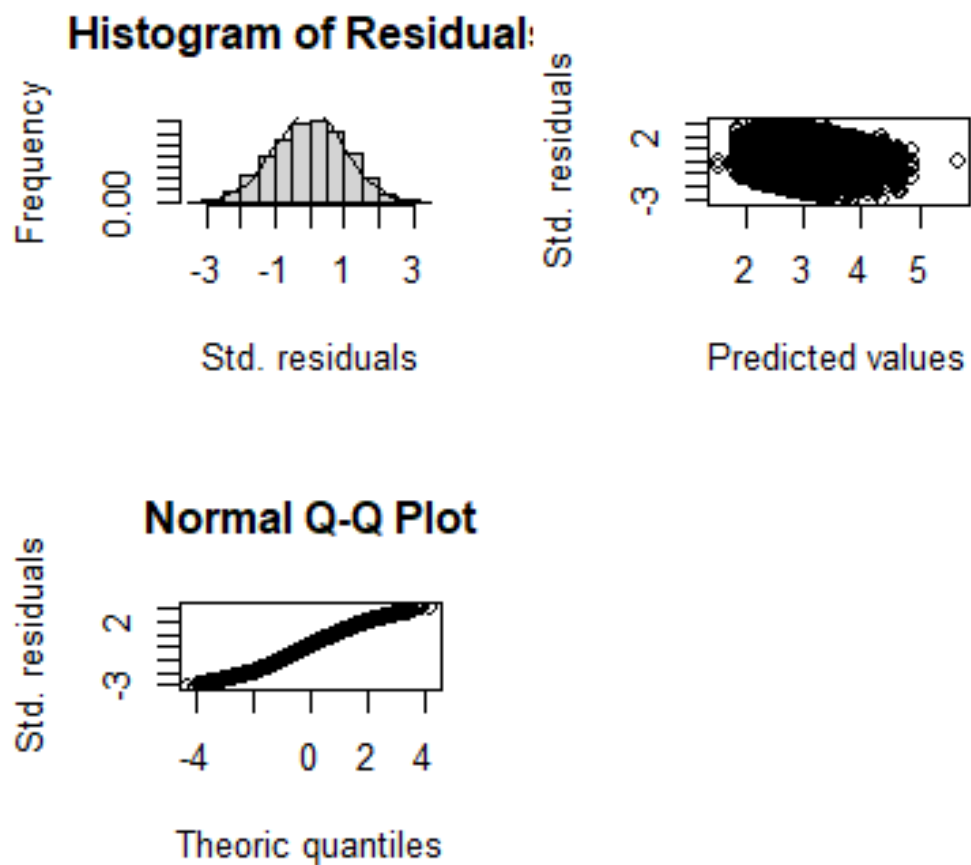


Figura A4. Diagnóstico gráfico del ajuste del Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Macarela.**

Tabla A5. Resultados de Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Picudillo.**

Call:

```
glm(formula = log(Captura) ~ Zona + Year + buque, family = gaussian(link = "identity"), subset = aux)
```

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-3.00218	-0.73529	0.00697	0.74525	2.84904

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	2.62318	0.21513	12.193	< 2e-16 ***
Zona2	0.29955	0.21607	1.386	0.166
Zona3	0.07733	0.21595	0.358	0.720
Year2004	-0.93179	0.12805	-7.277	3.60e-13 ***
Year2005	-1.19217	0.14375	-8.293	< 2e-16 ***
Year2006	-0.58868	0.07259	-8.110	5.51e-16 ***
Year2007	-0.75542	0.05431	-13.909	< 2e-16 ***
Year2008	-0.58697	0.03667	-16.009	< 2e-16 ***
Year2009	-0.49431	0.03552	-13.918	< 2e-16 ***
Year2010	-0.73911	0.04155	-17.789	< 2e-16 ***
Year2011	-0.80298	0.05587	-14.371	< 2e-16 ***
Year2012	-0.52361	0.05394	-9.707	< 2e-16 ***
Year2013	-0.45827	0.05232	-8.759	< 2e-16 ***
Year2014	-0.77699	0.04794	-16.207	< 2e-16 ***
Year2015	-0.99673	0.04279	-23.295	< 2e-16 ***
Year2016	-0.39298	0.03623	-10.847	< 2e-16 ***
Year2017	-0.62769	0.03825	-16.411	< 2e-16 ***
Year2018	-1.24586	0.04729	-26.342	< 2e-16 ***
Year2019	-1.26123	0.05675	-22.224	< 2e-16 ***
Year2020	-0.90130	0.06514	-13.836	< 2e-16 ***
Year2021	-0.98253	0.04804	-20.45	< 2e-16 ***
buque2	0.47896	0.03577	13.390	< 2e-16 ***
buque3	0.63906	0.03687	17.335	< 2e-16 ***
buque4	0.80982	0.03926	20.627	< 2e-16 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 1.039501)

Null deviance: 17384 on 14449 degrees of freedom

Residual deviance: 14996 on 14426 degrees of freedom

AIC: 41593

Number of Fisher Scoring iterations: 2

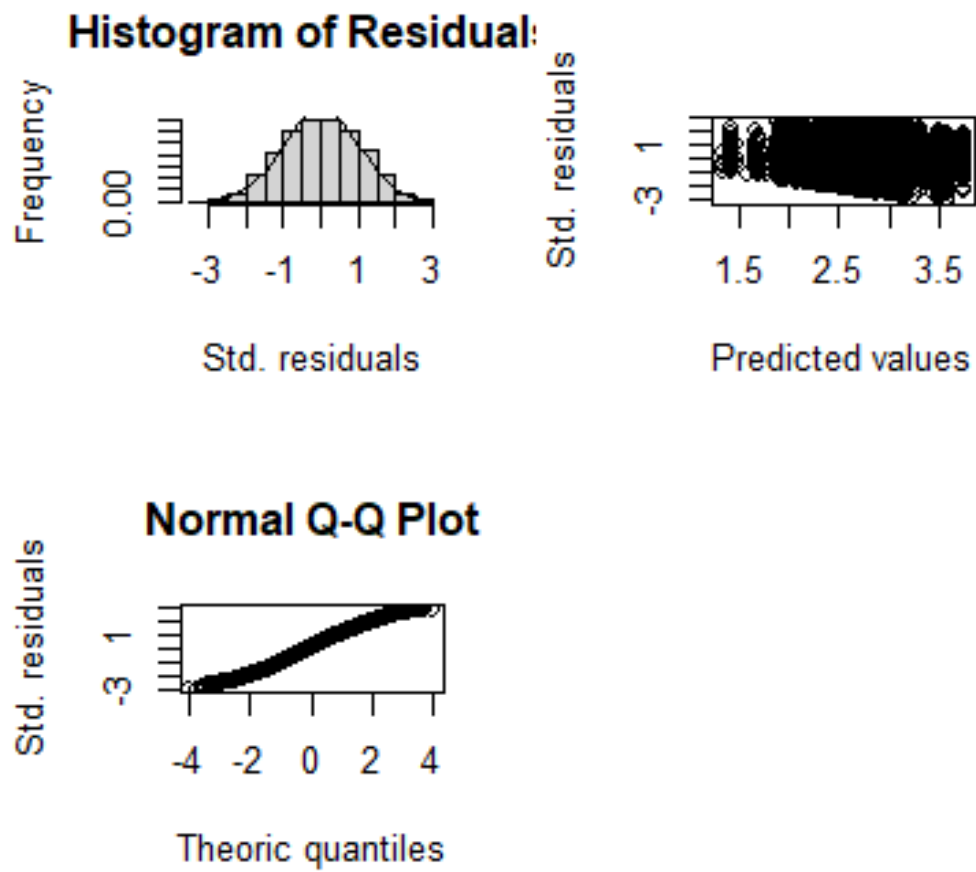


Figura A5. Diagnóstico gráfico del ajuste del Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Picudillo.**

Tabla A6. Resultados de Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Pinchagua.**

Call:

```
glm(formula = log(Captura) ~ Zona + Year + buque, family = gaussian(link =
"identity"), subset = aux)
```

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.4690	-0.6589	-0.0825	0.5735	4.0673

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	1.55840	0.08220	18.960	< 2e-16 ***
Zona2	0.29722	0.06305	4.714	2.50e-06 ***
Zona3	0.39447	0.05264	7.494	7.93e-14 ***
Year1983	0.35479	0.17576	2.019	0.043578 *
Year1985	-0.24826	0.19310	-1.286	0.198627
Year1987	0.27221	0.12965	2.100	0.035819 *
Year1988	0.29435	0.14997	1.963	0.049744 *
Year1989	0.40760	0.12887	3.163	0.001572 **
Year1990	0.11886	0.15060	0.789	0.429994
Year1993	0.03020	0.17078	0.177	0.859660
Year1994	0.18799	0.18846	0.997	0.318588
Year1995	-0.17172	0.15360	-1.118	0.263637
Year1996	0.56611	0.10926	5.181	2.29e-07 ***
Year1997	-0.10507	0.12545	-0.838	0.402347
Year1998	-1.25972	0.92655	-1.360	0.174031
Year1999	-0.09626	0.13699	-0.703	0.482271
Year2000	-0.38876	0.09165	-4.242	2.26e-05 ***
Year2001	-0.22011	0.14915	-1.476	0.140067
Year2002	-0.44879	0.16026	-2.800	0.005126 **
Year2003	-0.53704	0.15912	-3.375	0.000744 ***
Year2004	-0.30681	0.11289	-2.718	0.006594 **
Year2005	-0.04744	0.11175	-0.425	0.671183
Year2006	-0.17646	0.09317	-1.894	0.058282 .
Year2007	-0.53045	0.08983	-5.905	3.78e-09 ***
Year2008	-0.61749	0.10410	-5.932	3.21e-09 ***
Year2009	-0.56840	0.11551	-4.921	8.91e-07 ***
Year2010	-0.65016	0.10951	-5.937	3.12e-09 ***
Year2011	-0.54280	0.10120	-5.363	8.56e-08 ***
Year2012	-0.12391	0.12247	-1.012	0.311698
Year2013	-0.16731	0.10564	-1.584	0.113316
Year2014	-0.47344	0.12504	-3.786	0.000155 ***
Year2015	-0.41584	0.10619	-3.916	9.13e-05 ***
Year2016	-0.39311	0.09556	-4.114	3.96e-05 ***
Year2017	-0.32871	0.10250	-3.207	0.001350 **
Year2018	-0.55574	0.10033	-5.539	3.20e-08 ***
Year2019	-0.67062	0.09695	-6.917	5.23e-12 ***
Year2020	-0.85780	0.10215	-8.397	< 2e-16 ***
Year2021	-0.98253	0.04804	-20.45	< 2e-16 ***
buque2	0.77351	0.03737	20.698	< 2e-16 ***
buque3	0.73708	0.03975	18.545	< 2e-16 ***
buque4	1.17907	0.06136	19.216	< 2e-16 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 1.039501)

Null deviance: 17384 on 14449 degrees of freedom
Residual deviance: 14996 on 14426 degrees of freedom
AIC: 41593

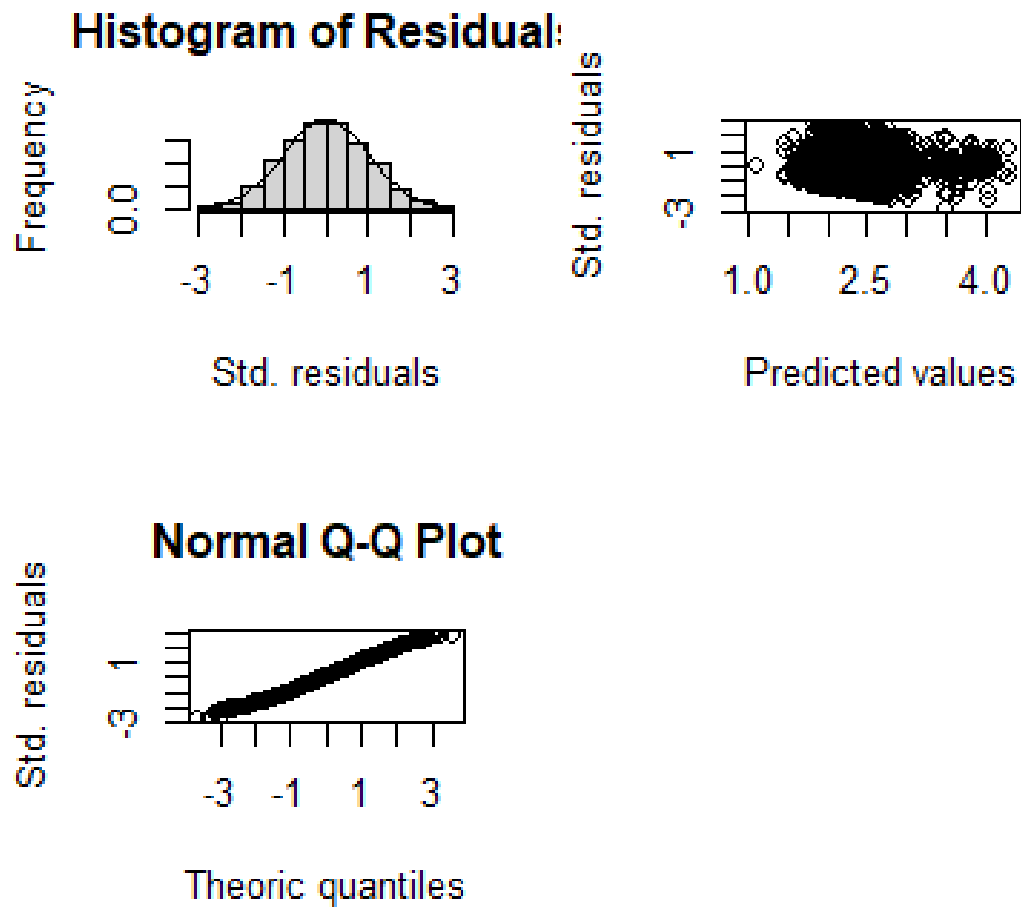


Figura A6. Diagnóstico gráfico del ajuste del Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Pinchagua.**

Tabla A7. Resultados de Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Sardina Redonda.**

Call:

```
glm(formula = log(Captura) ~ Zona + Year + buque, family = gaussian(link =
"identity"),
    subset = aux)
```

Deviance Residuals:

Min	1Q	Median	3Q	Max
-2.78442	-0.69817	-0.00502	0.68730	2.86582

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
(Intercept)	1.45567	1.37458	1.059	0.2897
Zona2	0.93728	0.97142	0.965	0.3347
Zona3	0.57389	0.97128	0.591	0.5547
Year1990	-1.13998	1.37017	-0.832	0.4055
Year1991	1.25593	0.97864	1.283	0.1995
Year1992	0.72815	0.98437	0.740	0.4595
Year1993	0.82305	1.02142	0.806	0.4204
Year1994	0.89571	0.99289	0.902	0.3671
Year1995	1.62151	1.18623	1.367	0.1718
Year1996	1.29306	1.04615	1.236	0.2166
Year1997	1.45596	1.06184	1.371	0.1704
Year1998	0.93147	1.03598	0.899	0.3687
Year2000	1.35130	1.00059	1.351	0.1770
Year2001	0.62582	1.06158	0.590	0.5556
Year2002	0.77067	1.18704	0.649	0.5162
Year2003	0.08872	1.18682	0.075	0.9404
Year2004	-0.04748	0.97154	-0.049	0.9610
Year2005	0.07226	0.97101	0.074	0.9407
Year2006	-0.38742	0.98644	-0.393	0.6945
Year2007	-0.44043	0.98119	-0.449	0.6536
Year2008	-0.22868	0.97165	-0.235	0.8139
Year2009	-0.23983	0.97505	-0.246	0.8057
Year2010	-0.33786	0.97260	-0.347	0.7283
Year2011	-0.20583	0.97276	-0.212	0.8324
Year2012	-0.11261	0.97387	-0.116	0.9080
Year2013	0.18649	0.97325	0.192	0.8481
Year2014	0.06863	0.97085	0.071	0.9437
Year2015	-0.07843	0.97037	-0.081	0.9356
Year2016	-0.11275	0.97110	-0.116	0.9076
Year2017	-0.20010	0.97075	-0.206	0.8367
Year2018	-0.55187	0.97142	-0.568	0.5700
Year2019	-0.42643	0.97203	-0.439	0.6609
Year2020	-0.54194	0.98150	-0.552	0.5809
Year2021	-0.38682	0.96906	-0.399	0.6898
buque2	0.19482	0.07958	2.448	0.0144 *
buque3	0.35647	0.07898	4.513	6.65e-06 ***
buque4	0.56629	0.09184	6.166	8.04e-10 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.9317758)

Null deviance: 3223.5 on 2913 degrees of freedom
Residual deviance: 2680.7 on 2877 degrees of freedom

AIC: 8102.4

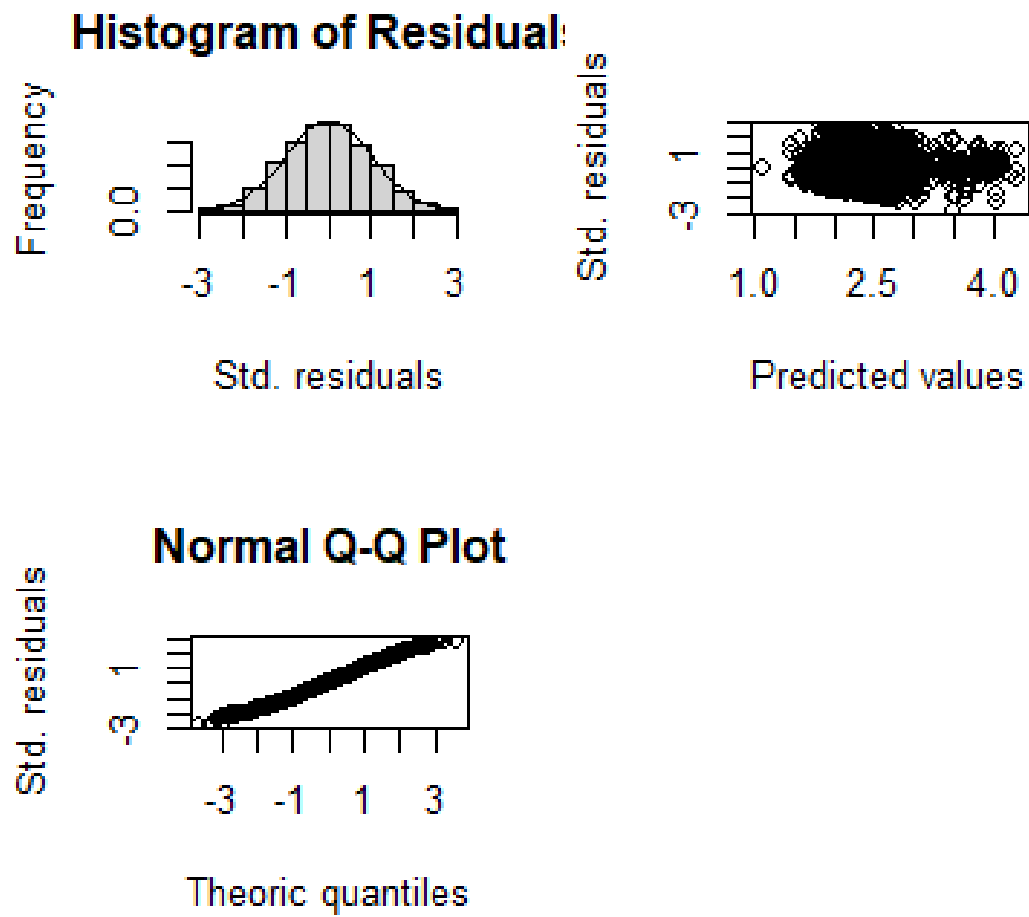


Figura A7. Diagnóstico gráfico del ajuste del Modelo Lineal Generalizado (GLM) aplicado a los datos operacionales de la flota de pesca. **Recurso Sardina Redonda.**

ANEXO b. modelo MESTOCKLa

Proceso	Ecuación
<u>Sobrevivencia</u> a es la edad y t es el año $A+=$ Edad grupo plus	$N_{a,t} = N_{a-1,t-1} S_{a-1,t-1}$ $N_{A+,t} = N_{A-1,t-1} S_{A-1,t-1} + N_{A,t-1} S_{A,t-1}$ $S_{a,t} = \exp(-Z_{a,t})$
<u>Mortalidad total</u> F_t es el efecto anual o mortalidad por pesca de completo reclutamiento. M es la mortalidad natural anual y Ψ la selectividad	$Z_{a,t} = M + F_t \psi_a$
<u>Selectividad</u> Donde $A50$ es la edad al 50% de retención y σ el parámetro de dispersión.	$\psi_{a,t} = \begin{cases} \exp\left[-\frac{1}{2\sigma_1^2}(a - A50)^2\right] & a < A50 \\ \exp\left[-\frac{1}{2\sigma_2^2}(a - A50)^2\right] & a \geq A50 \end{cases}$
<u>Población inicial</u>	$N_{a=1,t=1} = R_0$ $N_{a,t=1} = N_{a-1,t=1} e^{-Z_{a,t=1}}$ $N_{A,t=1} = N_{a=12,t=1} / (1 - e^{-Z_{a=12,t=1}})$
<u>Reclutamiento anual</u> $\delta_t \sim N(0, \sigma_R^2)$ (prior), $\sigma_R=0.6$ $\ln R_0 \sim U[0, +\infty]$ BD : biomasa reproductiva, R_0 reclutamiento virginal y BDO biomasa rep. virginal estimada a partir de R_0 .	$N_{a=1,t} = \frac{\alpha BD_{t-1}}{\beta + BD_{t-1}} e^{-\delta_t}$ $\alpha = \frac{4hR_0}{5h-1}; \beta = \frac{(1-h)BD_0}{5h-1}$
<u>Capturas estimadas en edad y año</u>	$\hat{C}_{a,t} = \frac{F_{a,t}}{Z_{a,t}} N_{a,t} (1 - S_{a,t})$
<u>Capturas estimadas por longitudes y año</u>	$\hat{C}_{l,t} = P_{l,a} C_{a,t}$
<u>Probabilidad de la Longitud a la edad</u> Donde: l es la Longitud, L_{00} y k los parámetros de crecimiento (k anual), σ la desviación de la talla a la edad	$P_{l,a} = \int_{l_1}^{l_2} \exp\left\{-\frac{1}{2\sigma_a^2}(l - L_a)^2\right\} dl$ $L_a = L_{00}(1 - e^{-k}) + e^{-k} L_{a-1}$ $\sigma_a = a + b L_a$
<u>Desembarques en peso</u> w_l es el peso teórico a la Longitud supuesto invariante entre años	$\hat{Y}_t = \sum_l C_{l,t} w_l$
<u>Biomasa anual y desovante</u> O_l corresponde a la ojiva de madurez sexual a la Longitud. El desove se supone anual de acuerdo con dos reclutamientos anuales dt es la fracción del año del período de desove	$B_t = \sum_l (P_{l,a} N_{a,t}) w_l$ $BD_t = \sum_l P_{l,a} (N_{a,t}) w_l O_l e^{-dt Z_{t,a}}$
<u>Indices de abundancia (CPUE)</u>	

q es la capturabilidad y el factor Δt corresponde a la fracción del año donde este ocurre.	$\hat{I}_t = q \sum_l P_{l,a} (N_{a,t} \psi_a e^{-\Delta t Z_{a,t}}) w_l$
<u>Proporción de longitudes en la captura</u>	Capturas: $\hat{p}_{l,t} = \frac{P_{l,a} \hat{C}_{a,t}}{\sum_l P_{l,a} \hat{C}_{a,t}}$

Modelo de los errores y función objetivo

<u>Función/fuente</u>	<u>-log-verosimilitud</u>
<u>Índices de abundancia y desembarques</u> σ_I es la desviación estándar del índice o desembarques en escala logarítmica (logaritmo natural)	$-l(I) = \frac{1}{2\sigma_I^2} \sum_t \left(\frac{\log \hat{I}_t}{\log I_t} \right)^2 + cte$
<u>Proporción de la captura por intervalo de longitud</u> corresponde a las capturas por longitud, y n^l es el tamaño de muestra efectivo empleado para las longitudes.	$-l(p) = n^l p_{l,t} \ln \hat{p}_{l,t}$
<u>Variables ambientales</u> ϑ_t : anomalía anual de la variable ambiental τ : coeficiente de escalamiento del parámetro poblacional p_t (reclutamiento, capturabilidad, o mortalidad natural)	$-l(va) = \frac{1}{2\delta^2} \sum_t (\vartheta_t - \tau p_t)^2$
<u>Función objetivo</u> Estimación bayesiana: Corresponde al negativo de las sumas de log-verosimilitud marginales más el logaritmo de las priors (π).	$\sum l(x) + \sum \pi(\theta)$