

# Evaluación de stock de peces pelágicos pequeños en la costa continental ecuatoriana

Cadenas Mundiales Sostenibles  
—Informe Científico No. 1



Este informe fue desarrollado con el apoyo financiero del proyecto **Cadenas Mundiales Sostenibles de Suministro de Productos del Mar** (GMC, por sus siglas en inglés). GMC es una iniciativa interregional implementada por los Ministerios y Oficinas de Pesca y Planificación de Costa Rica, Ecuador, Indonesia y Filipinas, con apoyo técnico del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD, por sus siglas en inglés), facilitado por el Sustainable Fisheries Partnership (SFP) y financiado por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF, por sus siglas en inglés).

**Cadenas Mundiales**  
**Sostenibles**  
de productos del mar



<p><b>Autor</b> Dr. Cristian M. Canales</p>	<p><a href="mailto:cristian.canales.r@pucv.cl">cristian.canales.r@pucv.cl</a> Lab. Dinámica de Poblaciones Marinas y Modelamiento Estadístico (DIMARE) Escuela de Ciencias del Mar Pontificia Universidad Católica de Valparaíso Avda. Altamirano 1480, Valparaíso Chile</p>
<p><b>Colaboradoras y colaboradores:</b> Viviana Jurado Manuel Peralta David Chicaiza Esteban Elías Mercy Preciado Mario Hurtado Evelyn Landívar Carlos Alemán Geovanny Sandoval</p>	<p><a href="mailto:vjurado@institutopesca.gob.ec">vjurado@institutopesca.gob.ec</a> Instituto Nacional de Pesca Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca Letamendi 102 y la Ría Guayaquil Ecuador</p>
<p>© de la presente edición: <b>Sustainable Fisheries Partnership</b></p> <p>Para citar este documento:</p> <p>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 &amp; Instituto Nacional de Pesca. 82 pp.</p>	
<p>Foto de portada: Chub mackerel, Pacific mackerel ©Nick Kashenko. Cortesía del Programa de Naciones Unidas al Desarrollo. Fotos 1 y 2: Ecuador Pesquero-Nirsa. Cortesía de la Cámara Nacional de Pesquería (CNP)</p>	

# PRESENTACIÓN

Este documento sintetiza y presenta los resultados de un conjunto de actividades y análisis realizados en el marco de la consultoría financiada por el proyecto **Cadenas Mundiales Sostenibles de Productos del Mar** (GMC, por sus siglas en inglés), a través del **Sustainable Fisheries Partnership** (SFP). El proyecto Cadenas Mundiales Sostenibles de Productos del Mar (GMC) es una iniciativa interregional implementada por los Ministerios y Oficinas de Pesca, Producción y Planificación de Costa Rica, Ecuador, Filipinas, e Indonesia. Su implementación es posible gracias al financiamiento del **Fondo para el Medio Ambiente Mundial** (GEF, por sus siglas en inglés), el apoyo técnico del **Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo** (PNUD), así como el soporte técnico, científico y facilitación del Sustainable Fisheries Partnership (SFP). El presente trabajo se enmarca entre las actividades implementadas como parte del Proyecto de Mejora Pesquera (FIP) de la pesquería de pelágicos pequeños (**Small Pelagics Sustainability**) de Ecuador que, liderado por la **Cámara Nacional de Pesquería** (CNP) con apoyo del **Instituto Nacional de Pesca** (INP), la **Subsecretaría de Recursos Pesqueros** (SRP), y **co-financiado por empresas de la cadena de suministro**, involucra a actores clave vinculados al sector de pelágicos pequeños de Ecuador en un esfuerzo público-privado orientado a mejorar los niveles de sostenibilidad de la pesquería.

El trabajo abordó dos objetivos principales: a) fortalecer el conocimiento y las competencias del personal científico y técnico del Instituto Nacional de Pesca en metodologías de dinámica y evaluación de stock, y b) llevar a cabo una evaluación de stock de peces pelágicos pequeños en la costa continental ecuatoriana. Para estos fines, se generaron instancias de capacitación del personal investigador del INP en metodologías y análisis de evaluación de recursos pesqueros. La metodología fue desarrollada en la modalidad de talleres de trabajo en la exploración y análisis de los datos históricos (biológicos y pesqueros) obtenidos de la base de datos del programa peces pelágicos pequeños del INP, y la revisión de los resultados de los cruceros de investigación realizados por el INP. Se identificaron diversas recomendaciones respecto del proceso de recopilación de datos y de las necesidades analíticas para respaldar el enfoque de la evaluación de stocks, así como los perfiles del personal requerido para implementar las metodologías. Durante los talleres de trabajo, se estimaron parámetros biológicos y pesqueros necesarios para la evaluación de stock, se estandarizaron los índices de abundancia, enfocados en distintos tipos de distribuciones de probabilidades y se establecieron modelos de análisis para la evaluación de stock de pelágicos pequeños del Ecuador: *Scomber japonicus*, *Auxis* spp., *Decapterus macrosoma*, *Trichurus lepturus*, *Opisthonema* spp., *Cetengraulis mysticetus*, *Fistularia corneta*, *Etrumeus teres* y *Haemulopsis axillaris*. Los detalles de todos estos alcances y análisis se entregan en Anexos.

Conforme la calidad/suficiencia de datos, se aplicaron dos tipos de modelo/enfoques diferentes para especies con datos limitados y para especies ricas en datos. En aquellas especies con mayor suficiencia de datos, los modelos de análisis permitieron analizar tendencias del reclutamiento, en la mortalidad por pesca y de la biomasa desovante. Se proporcionaron los conceptos y aplicaciones computacionales para realizar análisis de estrategias de explotación por medio de la proyección de biomazas en el largo plazo (considerando F variable y constante). Los resultados fueron resumidos en términos de tablas de decisión considerando el valor esperado en diversas variables poblacionales. Finalmente se analizaron distintos niveles de mortalidad por pesca y se propusieron puntos de referencia objetivos y límites para peces pelágicos pequeños en aguas ecuatorianas.

Este documento es un primer esfuerzo en la generación de un diagnóstico de las poblaciones de pequeños pelágicos del Ecuador, quedando por delante el desafío de una permanente actualización de los modelos de análisis por parte de investigadores del INP, junto a las mejoras en la recolección de datos, generación de índices de abundancia, estimación de parámetros biológicos y exploración de diversas hipótesis de trabajo. Como extensión, se estima que la incertidumbre en la información no es motivo para no innovar en la conservación de recursos pesqueros. En tal sentido se estima que el manejo pesquero de estos recursos debe ser impulsado sobre la base de objetivos claros de sostenibilidad de las poblaciones marinas explotadas. Estos objetivos deben estar acompañados con variables de desempeño que sean medibles y verificables, por medio del fortalecimiento del permanentemente seguimiento y monitoreo que realiza el Instituto Nacional de Pesca (INP).

# ÍNDICE

<u>PRESENTACIÓN</u>	4
<u>RESUMEN</u>	6
<u>ANTECEDENTES GENERALES DE LAS PESQUERÍAS DE PEQUEÑOS RECURSOS PELÁGICOS DEL ECUADOR</u>	6
<u>EVALUACIÓN DE STOCK</u>	6
<u>DATOS E INFORMACIÓN</u>	8
<u>ESTADÍSTICAS DE DESEMBARQUES</u>	7
<u>INFORMACIÓN BIOLÓGICO-PESQUERA</u>	7
<u>ÍNDICES DE ABUNDANCIA</u>	8
<u>CRUCEROS ACÚSTICOS</u>	11
<u>PARÁMETROS BIOLÓGICOS</u>	13
<u>UNIDADES POBLACIONALES</u>	14
<u>MODELOS DE ANÁLISIS</u>	15
<u>MODELO DE EQUILIBRIO BASADO EN TALLAS (MODACT)</u>	15
<u>SUPUESTOS</u>	15
<u>PARÁMETROS</u>	16
<u>AJUSTE DEL MODELO</u>	16
<u>ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD Y DIAGNÓSTICO</u>	20
<u>MODELO INTEGRADO DE EVALUACIÓN (MESTOCKL)</u>	23
<u>SUPUESTOS</u>	23
<u>PUNTOS BIOLÓGICOS DE REFERENCIA</u>	23
<u>SELECTIVIDAD Y MORTALIDAD POR PESCA</u>	24
<u>PESO ESTADÍSTICO DE LA INFORMACIÓN</u>	24
<u>ESCENARIOS DE ANÁLISIS</u>	25
<u>ESPECIES CONSIDERADAS</u>	25
<u>AJUSTE DEL MODELO A LOS DATOS</u>	25
<u>VARIABLES POBLACIONALES Y DIAGNÓSTICO</u>	39
<u>CONCLUSIONES</u>	59
<u>REFERENCIAS</u>	61
<u>ANEXO A. MODELOS LINEALES GENERALIZADOS (GLM) AJUSTADO A LOS DATOS DE BITÁCORAS DE PESCA DE PELÁGICOS PEQUEÑOS DEL ECUADOR</u>	62
<u>ANEXO B ECUACIONES GENERALES DE MODELOS DE EVALUACION</u>	79

## Resumen

Durante el mes de mayo de 2019, y en dependencias del Instituto Nacional de Pesca del Ecuador, Guayaquil, se realizó el taller de evaluación de stock de pelágicos pequeños cuyos resultados se entregan en este documento.

Se resumen los resultados del análisis de la información biológica pesquera disponible entre 1975 y 2017, con el fin de establecer el diagnóstico de los principales recursos pelágicos pequeños. Los análisis fueron realizados sobre la base de distintos escenarios de la naturaleza/ hipótesis y el uso de modelos de evaluación de poblaciones para data-pobre y data-rica. Se entregan estimados de biomasa, mortalidades y la condición de las poblaciones sobre la base de Puntos Biológicos de Referencia. Como valor proxy al Rendimiento Máximo Sostenible, junto a los investigadores del INP se acuerda emplear como referencia una biomasa equivalente al 40% de la biomasa desovante virginal. La evaluación mostró importantes niveles de incertidumbre cuyas principales fuentes fueron las series de desembarques y sobre el conocimiento de la biología y distribución de algunas especies capturadas por la flota. En todos estos casos, se establecieron supuestos que deberían ser revisados con estudios específicos.

Se aplicaron dos tipos de modelos de análisis; un primer modelo considerado de data-pobre en el cual solo las composiciones de tallas de las capturas se consideran informativas de la condición del recurso, y un segundo modelo integrado para data-rica, a partir del cual se consideraron todos los datos históricos disponibles. Con este último análisis se generaron estimaciones de reclutamientos, biomasa y mortalidad por pesca anual. Para todos los escenarios y modelos analizados, los resultados mostraron que las poblaciones de pelágicos pequeños del Ecuador se encontrarían deprimidas tanto por el exceso de pesca de individuos inmaduros como por cambios en las escalas de los reclutamientos en respuesta a procesos ambientales. Las estimaciones de biomasa desovante se ubican por debajo de sus valores de referencia y la mortalidad por pesca supera los límites que permitirían

alcanzar el 40%B0 en el mediano y largo plazo. Conforme lo anterior y con el fin de recuperar estas poblaciones, los resultados sugirieron en general, que las capturas de pelágicos pequeños deberían ser reducidas en el marco de un proceso de manejo pesquero formal para estas pesquerías.

Finalmente, se sugiere implementar diversas medidas de manejo y dada las diversas fuentes de incertidumbre identificadas, se recomienda evaluar el monitoreo y manejo de recursos pesqueros por medio de la Evaluación de Estrategias de Explotación (MSE). Esta técnica de simulación-estimación permitiría identificar las reglas de decisión de capturas más apropiadas. Finalmente, se recomienda avanzar hacia un proceso participativo de manejo pesquero, en el cual se diseñen y evalúen distintas reglas de decisión de capturas sobre la base de objetivos claros y verificables.

## 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*)

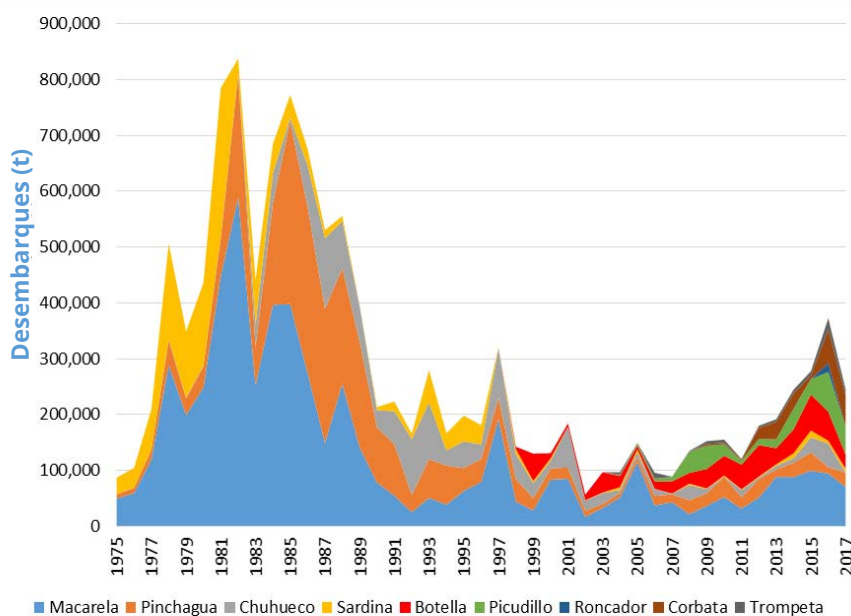
y corbata (*Trichiurus lepturus*).

La historia de las pesquerías de pequeños pelágicos se remonta hacia fines de los años setenta. 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 2011-2017 de aparente recuperación con un promedio de 230 mil toneladas (*Figura 1*).

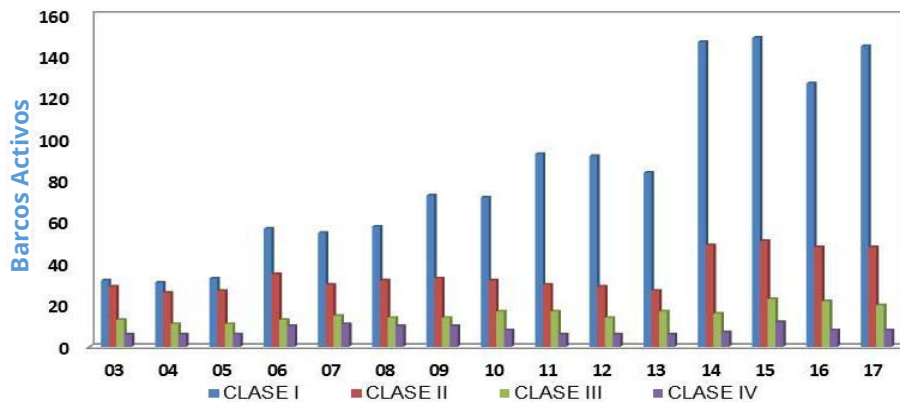
La flota pesquera está compuesta por buques cerqueros de diversas características y tonelaje. Las embarcaciones más pequeñas, las que su mayoría son de casco de madera y poca mecanización, realizan las descargas en las playas y/o facilidades pesqueras asentadas en los diferentes puertos pesqueros a lo 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 la provincia de 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 "rizos" (*Figura 2*).

No obstante su relevancia, el conocimiento sobre el estado de situación de estos recursos es escaso, siendo necesario avanzar en el desarrollo de competencias técnicas y metodológicas que permitan disponer de diagnóstico de los recursos y evaluación de las poblaciones para fines de gestión/manejo pesquero. En este sentido, este es un primer esfuerzo en generar un análisis comprensivo de los datos biológico-pesquero de las distintas pesquerías bajo el marco de un enfoque cuantitativo de análisis. Se realiza la evaluación de stock de 9 recursos en el marco de un modelo estructura estático de equilibrio y otro modelo estadístico integrado para las 4 especies de mayor suficiencia de datos. Se elabora el diagnóstico de las poblaciones y se establecen niveles de capturas/rendimientos compatibles con un proxy del rendimiento máximo sostenido.



*Figura 1.* Desembarques de pelágicos pequeños principales del Ecuador 1975-2017



**Figura 2.** Evolución de la flota cerquera de pelágicos pequeños en el Ecuador 2003-2017. Clase I (n=151) <35 TRN; Clase II (n=39) 36-70 TRN; Clase III (n=24) 71-104 TRN; Clase IV (n=8) >105 TRN.

## EVAUACIÓN DE STOCK

Se analizaron las series de datos de muestreos biológicos, composiciones de tallas, índices de abundancia, desembarques y parámetros biológicos de los recursos pelágicos pequeños del Ecuador, con la finalidad de proveer estimaciones poblacionales para fines de diagnóstico. Los análisis son realizados en base a modelos de estimación y sus resultados son discutidos respecto de distintas hipótesis.

## DATOS E INFORMACIÓN ESTADÍSTICAS DE DESEMBARQUES

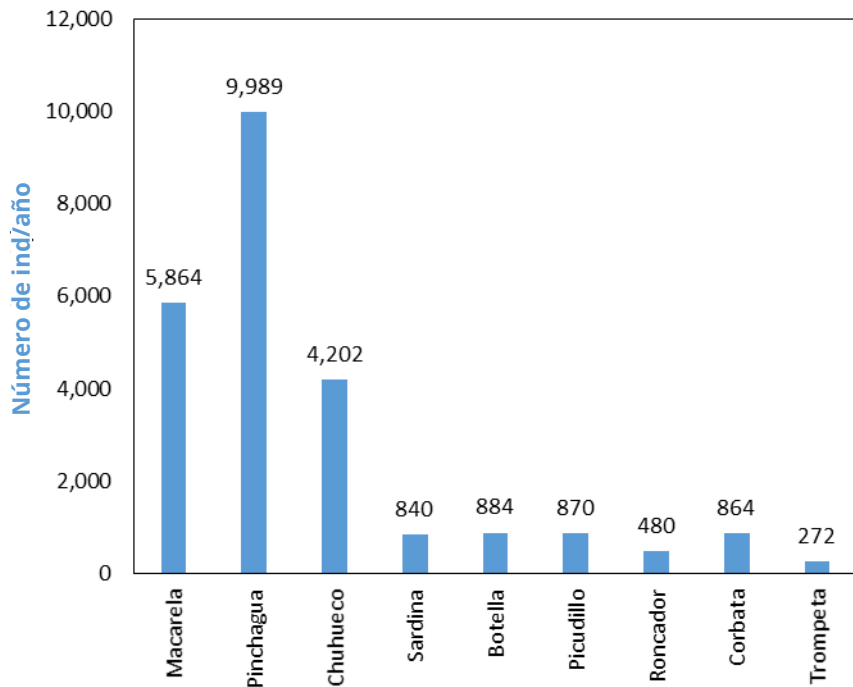
Los datos de desembarque corresponden al periodo 1975-2017. Para la década de los ochenta, los datos fueron obtenidos del proceso de validación y recálculo de datos de captura informados por Fuentes (1989), Patterson *et al.*, (1990) y Patterson y Santos (1990). A partir de los noventa y hasta 2017, 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 capitania de puerto (Canales, 2019a). En el período 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.

## INFORMACIÓN BIOLÓGICO-PESQUERA

La información analizada corresponde al seguimiento de la pesquería de Peces pelágicos pequeños durante el periodo comprendido entre 1982 - 2017. El levantamiento de información se ha generado por personal técnico del INP 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 de lances, condiciones ambientales, etc. Aleatoriamente, se obtiene una muestra de 15 - 25 kg de especies, ya sea directamente desde las bodegas de los barcos, del desembarque en playa o de las tolvas de descarga. De las muestras analizadas se obtiene: la especie, el peso de muestra, longitud total o furcal y el sexo. Si las muestras se encuentran en buen estado, se selecciona una submuestra por especie de 20 individuos por clase/intervalo de longitud para muestreo biológico. 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. Anualmente se han medido en promedio más de 20 mil individuos. Las especies con mayor tamaño de muestra promedio han sido la pinchagua, macarela y chuhueco, con más de 4 mil individuos medidos anualmente, mientras las menos representadas son el roncadore y trompeta con menos de 500 individuos por año (**Figura 3**).

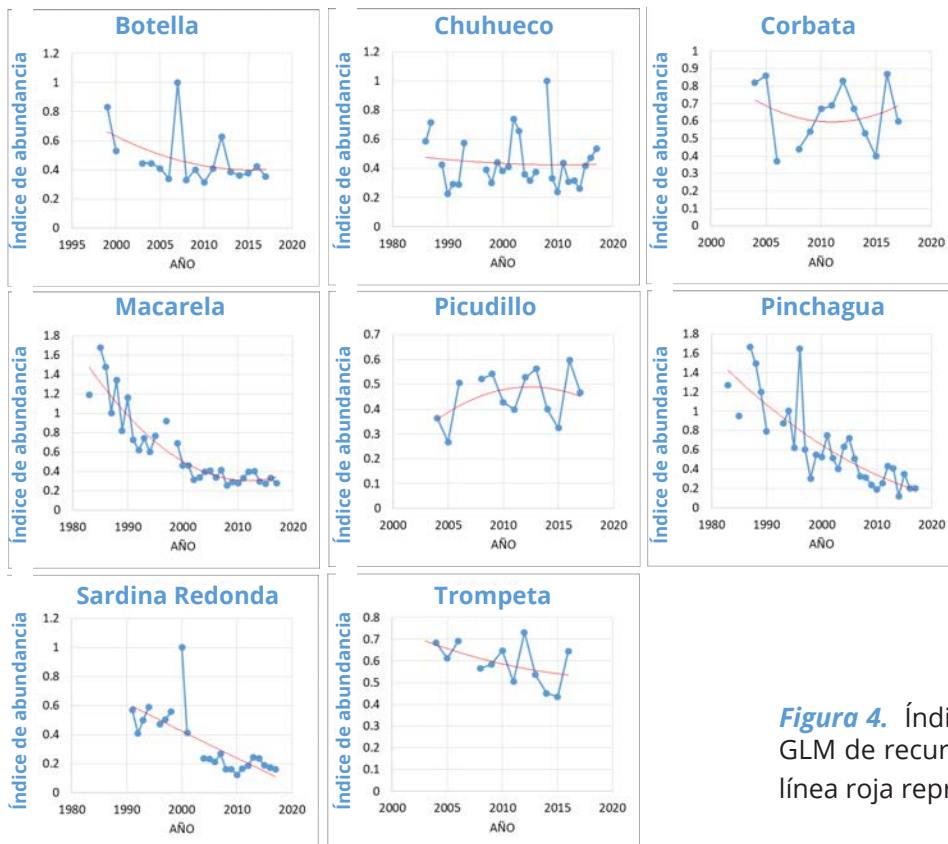




**Figura 3.** Promedio anual del número de individuos medidos de las especies de pelágicos pequeños del Ecuador: (Fuente: INP)

## ÍNDICES DE ABUNDANCIA

Los índices de abundancia anual han sido generados por medio de Modelos Lineales Generalizados (GLM, por sus siglas en inglés). Estos corresponden al efecto anual de la Captura por Unidad de Esfuerzo. Los efectos incluidos en el GLM fueron el año (**Tabla 1, Figura 4**), la zona y el tipo de buque. De estos se destacan la sostenida tendencia a la baja exhibida en macarela, pinchagua, sardina y botella. Más detalles en **Anexo A**.



**Figura 4.** Índices de abundancia CPUE estimados por GLM de recursos pelágicos pequeños del Ecuador. La línea roja representa la tendencia.

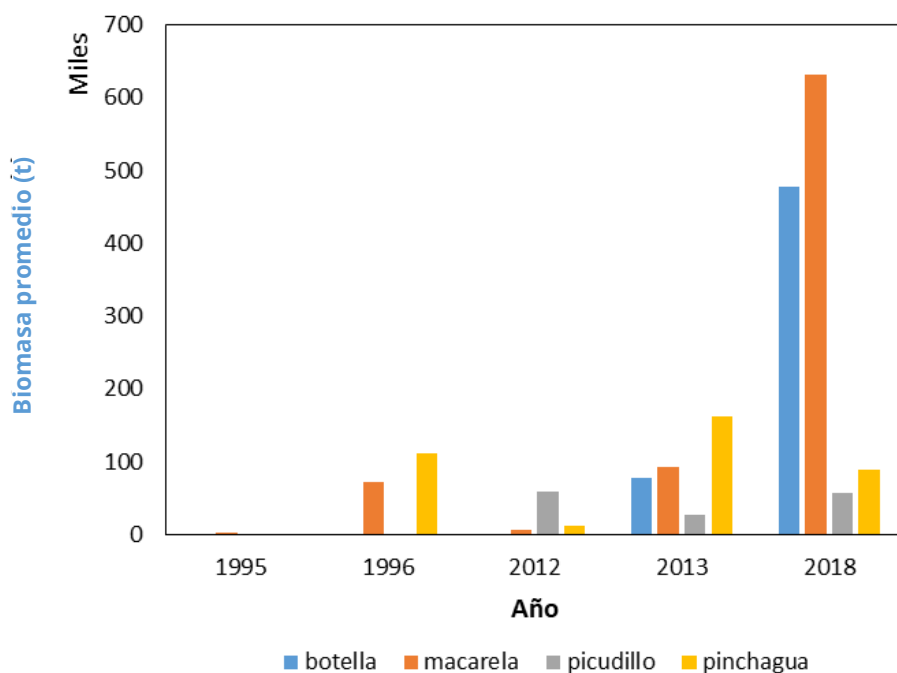
**Tabla 1.** Índices de abundancia estimados a partir del efecto anual de los GLM aplicados a distintas especies pelágicas del Ecuador.

Año	Botella	Chuhueco	Corbata	Macarela	Picudillo	Pinchagua	Sardina	Trompeta
1983				1.188		1.270		
1984								
1985				1.677		0.950		
1986		0.588		1.476				
1987		0.714		1.001		1.665		
1988				1.340		1.493		
1989		0.425		0.819		1.197		
1990		0.227		1.157		0.793		
1991		0.292		0.722			0.568	
1992		0.290		0.619			0.411	
1993		0.574		0.739		0.874	0.500	
1994				0.600		1.005	0.591	
1995				0.767		0.621		
1996						1.647	0.472	
1997		0.391		0.916		0.602	0.504	
1998		0.303				0.304	0.557	
1999	0.833	0.440		0.691		0.548		
2000	0.531	0.385		0.460		0.526	1.000	
2001		0.411		0.462		0.754	0.413	
2002		0.741		0.311		0.514		
2003	0.444	0.659		0.338		0.405		
2004	0.445	0.360	0.820	0.394	0.363	0.633	0.236	0.683
2005	0.410	0.317	0.860	0.406	0.268	0.723	0.233	0.613
2006	0.339	0.377	0.370	0.336	0.505	0.507	0.211	0.693
2007	1.000			0.412		0.328	0.268	
2008	0.331	1.000	0.440	0.255	0.522	0.317	0.160	0.567
2009	0.402	0.334	0.540	0.288	0.542	0.238	0.162	0.583
2010	0.313	0.238	0.670	0.276	0.427	0.189	0.124	0.648
2011	0.407	0.439	0.690	0.331	0.399	0.255	0.167	0.505
2012	0.628	0.307	0.830	0.396	0.528	0.434	0.187	0.732
2013	0.386	0.316	0.670	0.403	0.563	0.411	0.245	0.536
2014	0.362	0.261	0.530	0.294	0.400	0.121	0.235	0.451
2015	0.377	0.420	0.400	0.272	0.324	0.350	0.188	0.436
2016	0.424	0.472	0.870	0.329	0.597	0.203	0.175	0.645
2017	0.355	0.536	0.600	0.276	0.467	0.200	0.162	0.357

## CRUCEROS ACÚSTICOS

Si bien se dispone de información de 8 años y 11 cruceros realizados desde 1991 al 2018, estos no siempre han sido realizados en el mismo lugar y período del año. Esta situación limita disponer de series de tiempo que permitan por ahora ser comparadas, y necesitan mayor análisis antes de ser usadas como índices de abundancia para fines de evaluación de stock. Sin perjuicio de esto, se podrían destacar los valores promedio de las biomásas botella, macarela, picudillo y pinchagua en la zona del Golfo de Guayaquil en 1995-1996; 2012-2013, y

2018 (*Figura 5*). En esta serie, se destaca el notable incremento relativo que han tenido las estimaciones de la biomasa de macarela y botella entre el 2013 y el 2018. Al respecto, en el 2018 se realizaron dos cruceros en distintas épocas (lluviosa-seca) pero manteniendo la misma área de estudio (Golfo de Guayaquil hasta Pedernales) obteniéndose una biomasa promedio de aproximadamente de 1.4 millones de toneladas de todas las especies, siendo la macarela (630 mil t) y botella (470 mil t) las más importantes.



*Figura 5.* Estimaciones de biomasa acústica promedio anual de botella, macarela, picudillo y pinchagua en la zona del Golfo de Guayaquil.

**Tabla 2.** Cruceros acústicos a lo largo de la costa ecuatoriana desde 1990 – 2018.

Año	Mes	Biomasa (t)	Talla prom. (cm)	Densidad (t/km <sup>2</sup> )	Especie	Zona
1990	febrero	54,338	23	11	pinchagua	Costa Ecuador
1991	abril	219,000	-	-	macarela	Sudeste Galápagos
1991	diciembre	310,688	23	43	pinchagua	Sudeste Galápagos
1991	septiembre	99,953	32.9	34	macarela	Sudeste Galápagos
1991	septiembre	27,300	24.6	6	S. redonda	Sudeste Galápagos
1994	diciembre	21,000	-	-	macarela	Sudeste Galápagos
1995	abril	125,000	-	-	macarela	Este de Galápagos
1995	septiembre	318	31.01	0	macarela	Golfo Guayaquil
1995	septiembre	27,300	24.94	6	pinchagua	Este de Galápagos
1996	agosto	72,764	23.36	21	macarela	Golfo Guayaquil
1996	agosto	130,690	24.98	38	pinchagua	Golfo Guayaquil
1996	febrero	92,500	24.72	27	pinchagua	Golfo Guayaquil
2012	marzo	6,000	25.94	2	macarela	Golfo Guay.- P. López
2012	marzo	59,800	17.64	7	picudillo	Golfo Guay.- P. López
2012	marzo	11,200	20.07	3	pinchagua	Golfo Guay.- P. López
2013	febrero	32,470	22.2	17	botella	Golfo Guayaquil
2013	febrero	115,142	25.94	61	macarela	Golfo Guayaquil
2013	febrero	31,435	21.6	17	picudillo	Golfo Guayaquil
2013	febrero	316,000		168	pinchagua	Golfo Guayaquil
2013	octubre	121,976	20.54	49	botella	Golfo Guayaquil
2013	octubre	70,818	20.64	29	macarela	Golfo Guayaquil
2013	octubre	23,894	15.3	10	picudillo	Golfo Guayaquil
2013	octubre	8,613	17.97	3	pinchagua	Golfo Guayaquil
2018	marzo	631,771	26.49	102	botella	Golfo Guay.- Pedernales
2018	marzo	189,994	16.05	31	chuhueco	Golfo Guay.- Pedernales
2018	marzo	265,714	30.89	43	macarela	Golfo Guay.- Pedernales
2018	marzo	101,212		16	picudillo	Golfo Guay.- Pedernales
2018	marzo	114,815	22.2	19	pinchagua	Golfo Guay.- Pedernales
2018	marzo	92,718	19.96	15	S. redonda	Golfo Guay.- Pedernales

2018	noviembre	322,860	24.99	48	botella	Golfo Guay.- Pedernales
2018	noviembre	22,391	15.54	3	chuhueco	Golfo Guay.- Pedernales
2018	noviembre	999,506	28.04	149	macarela	Golfo Guay.- Pedernales
2018	noviembre	12,844	21.82	2	picudillo	Golfo Guay.- Pedernales
2018	noviembre	61,964	19.36	9	pinchagua	Golfo Guay.- Pedernales
2018	noviembre	64,576	20.52	10	S. redonda	Golfo Guay.- Pedernales

## 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, ecuaciones empíricas y cálculos de invariantes propuestas por Beverton y Holt (1956); Beddington & Kirkwood (2005), Froese & Binohlan (2000) y Froese & Pauly (2019). Esto permitió generar una relación de los parámetros biológicos de las nueve especies analizadas

compuestos por los parámetros de crecimiento (Loo y k), longevidad, parámetros de la relación talla-peso (log. a y b), madurez (L50ms 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 3*). 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 3.** Parámetros biológicos de las principales especies pelágicas pequeñas del Ecuador. T máx es la longevidad estimada, L50ms es la talla de madurez y L\* la talla crítica.

Especie	Loo (cm)	k	M año <sup>-1</sup>	log_a	b	L <sub>50ms</sub> (cm)	Tmáx (año)	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
Corbata (b)	105.0	0.10	0.20	-13.07	2.78	50.60	15	Sept	0.75	61.00
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
Roncador (c)	31.57	0.34	0.68	-4.32	2.96	21.00	6	Ago	0.67	18.84
Sardina redonda(c)	29.40	0.30	0.60	-6.65	3.77	17.40	6	Nov	0.92	19.21
Trompeta (c)	130.00	0.43	0.85	-4.01	2.50	56.30	7	Feb	0.17	72.60

Canales *et al.* (2013); Canales *et al.* (2014)

(a) Invariantes Beverton & Holt; Beddington & Kirkwood 2005

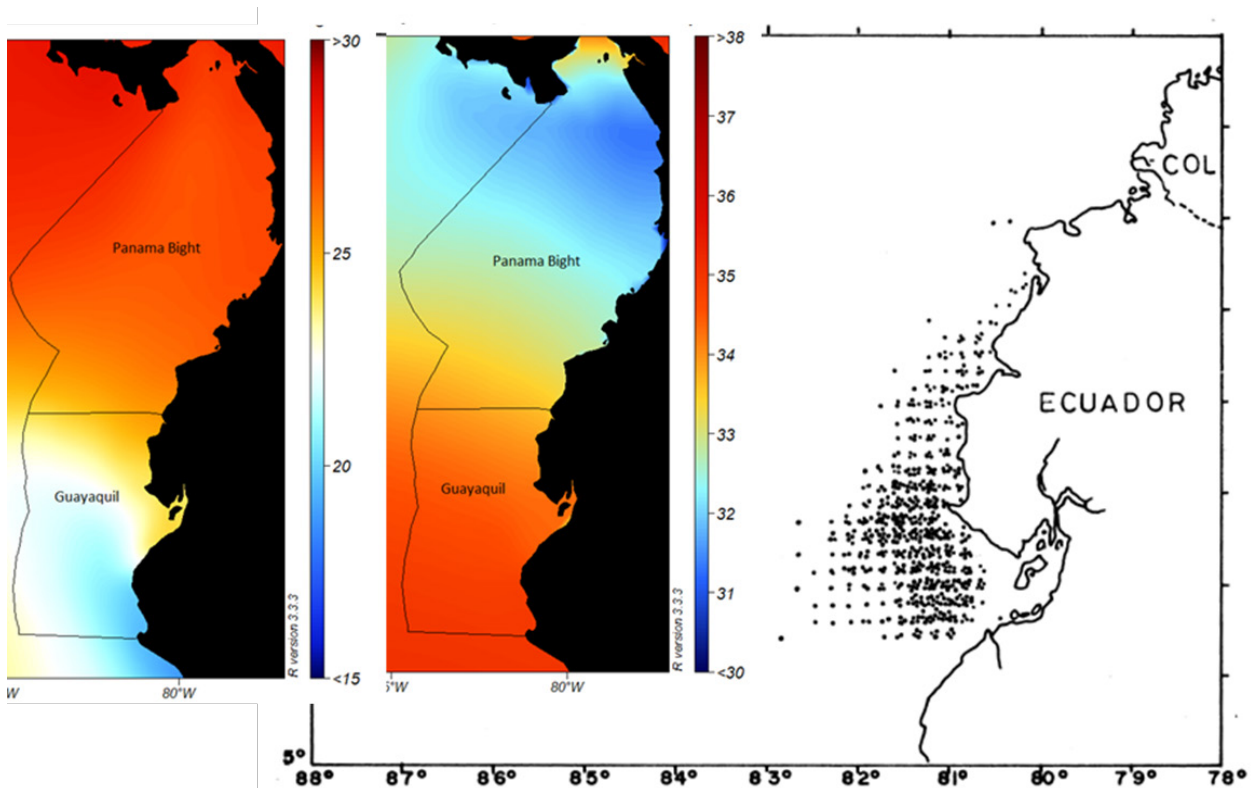
(b) Froese & Pauly 2019 - Fishbase

## UNIDADES POBLACIONALES

No existen estudios sobre los límites de unidades poblacionales de estos recursos en aguas ecuatorianas. No obstante esto, 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 6). 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 des-

cargas 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 6.** Derecha: Ecoregiones marinas de Ecuador (Spalding *et al.*, 2007): temperatura Superficial del mar (°C) (izquierda) y salinidad superficial (UPS). Izquierda: Distribución espacial de las pesquerías de pequeños pelágicos del Ecuador.

## MODELOS DE ANÁLISIS

Considerando que en las bases de datos del INP existe sustancial información de composiciones de tallas de las capturas y que el diseño de muestreo se ha mantenido en el tiempo, se exploró el desempeño de dos variantes de modelos estadísticos de análisis de dinámica en edades y observaciones en tallas. Un primer modelo consideró un análisis para datos limitados donde se asume que solo las composiciones de tallas son informativas de la presión de pesca, y otro modelo en el cual se integran todas las piezas de información histórica para generar apreciaciones sobre el estado de las poblaciones. Este último modelo fue aplicado solo a cuatro recursos considerados preliminarmente como los de mayor calidad de datos.

### *Modelo de equilibrio basado en tallas (MODACT)*

Un primer modelo de estimación fue un análisis de equilibrio de dinámica en edades y observaciones en tallas. El modelo MODACT corresponde a un análisis de cohortes a la talla formulado por Canales (2016) e implementado en ADMB, el cual es de naturaleza similar al modelo "Length Based Spawning Potential Ratio" (LBSPR) de Hodryk *et al.* (2014). El modelo provee estimación de la mortalidad por pesca del período de análisis, el porcentaje de biomasa desovante remanente y niveles de referencia (PBR) de acuerdo al nivel de escape de la biomasa desovante que se desee establecer como política pesquera. Los detalles de este modelo se presentan en *Anexo B*. El modelo puede ser descargado desde <https://drive.google.com/drive/folders/1W3G5-ipeFIB67zuR1nHd1ub6l72hmla?usp=sharing>



## SUPUESTOS

El modelo supone que la pesca es la única responsable de la ausencia de los peces más grandes, de manera que a mayor diferencia entre la longitud asintótica (talla promedio de los peces más longevos en estado virginal) y la talla promedio registrada en las capturas, da como resultado que el nivel de mortalidad por pesca se incrementa. El modelo depende fuertemente de los parámetros de historia de vida (crecimiento, madurez y mortalidad) y supone condiciones de equilibrio, es decir, reclutamiento y mortalidad por pesca representados por un promedio de largo plazo. Este modelo es particularmente útil cuando no se disponen de estadísticas de desembarques pero sí de un muestreo intensivo de tallas de las capturas. Con el fin de compatibilizar el supuesto de equilibrio antes mencionado, la implementación de este modelo consideró el promedio de las composiciones de tallas de las capturas de los últimos 5 años.

## PARÁMETROS

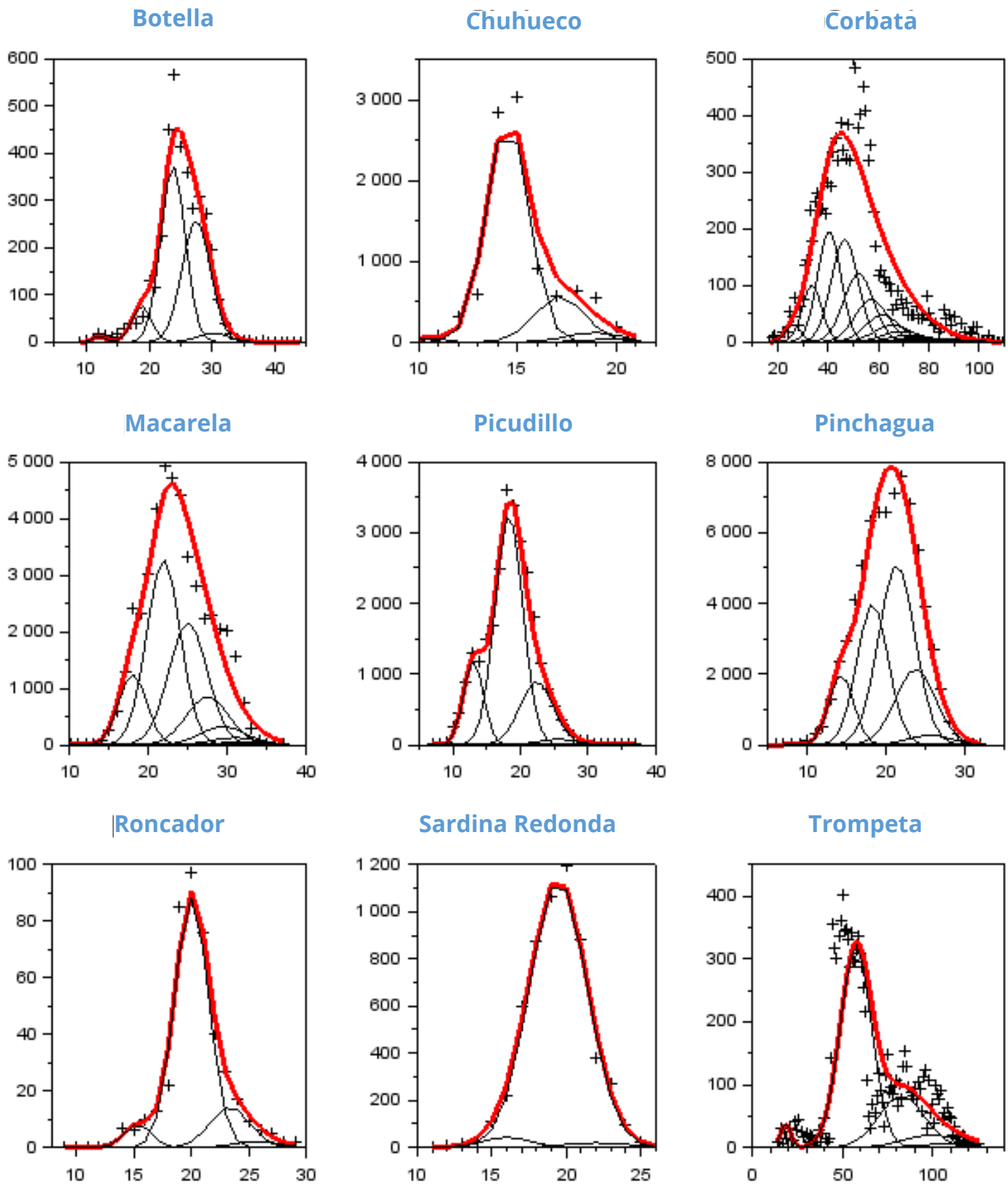
El modelo resuelve 5 parámetros los que corresponden a: la mortalidad por pesca de los grupos completamente reclutados a la pesquería ( $F_{cr}$ ); la talla del reclutamiento  $L_0$ ; los parámetros  $A_{50}$  y rango de la curva logística de selectividad; y un parámetro relativo al supuesto de la desviación de la talla respecto de la edad ( $\alpha$  o  $\beta$ ).

## AJUSTE DEL MODELO

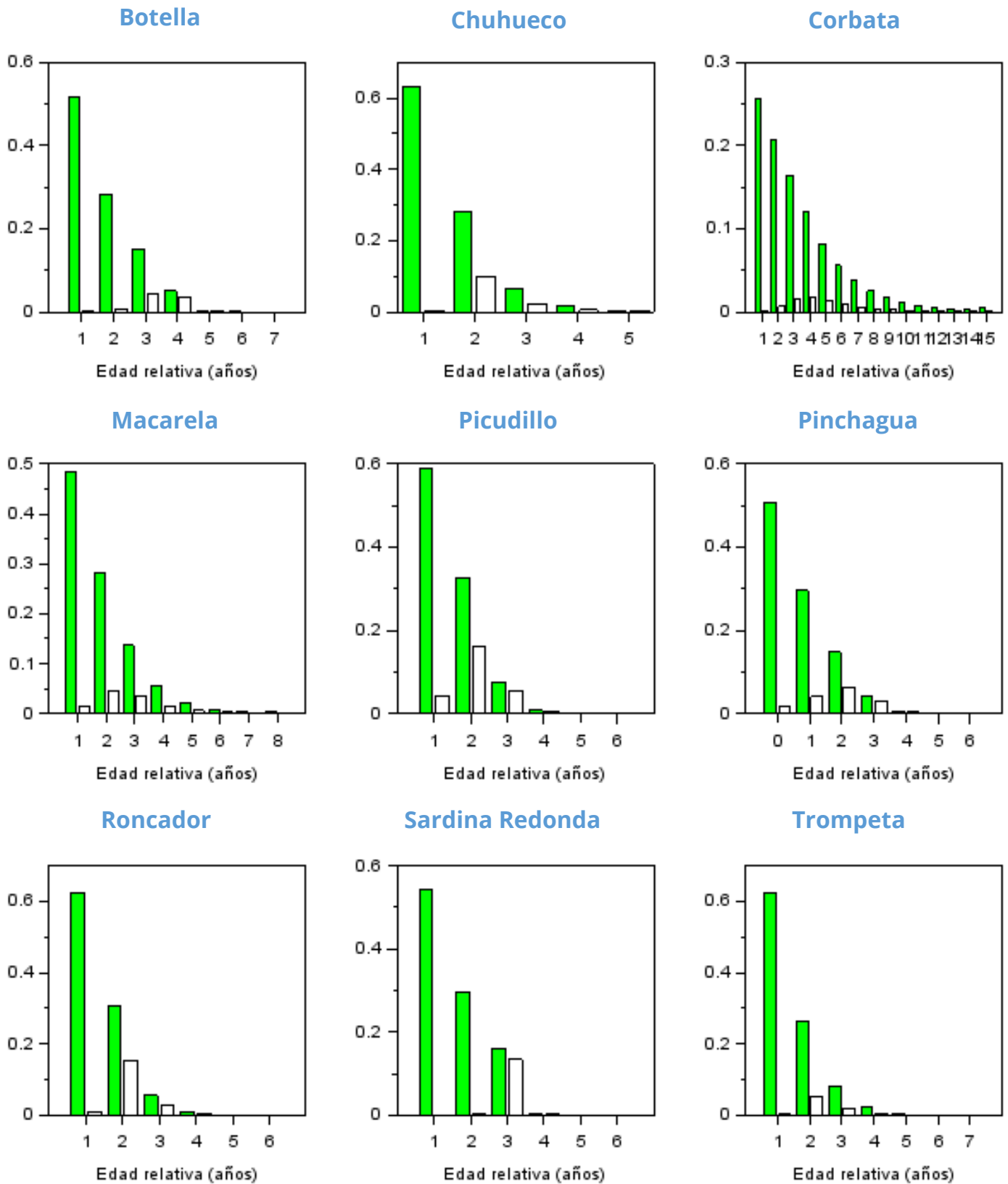
Los parámetros del modelo son resueltos en un marco de estimación bayesiana penalizada, lo cual significa que cada uno de estos es tratado como variable aleatoria sujetos a una distribución a priori, mientras la composición de tallas es tratada por medio de una distribución de probabilidad multinomial. El modelo MODACT fue ajustado a la composición de tallas de las nueve especies (*Figura 7*) y fue sensibilizado a los supuestos de la desviación están-

dar de la talla a la edad ( $\alpha$  o  $\beta$ ). Este parámetro puede ser variable, por ejemplo en forma proporcional a la talla promedio a la edad, o bien constante. Esto fue realizado debido a que los datos no permiten generar estimaciones adecuadas de este parámetro debido a la superposición de talla en los componentes de edad más longevos. Las estimaciones de las composiciones de edades indican que en la mayoría de las especies, las capturas están representadas por pocas clases anuales y que la pesca habría generado un gran impacto en la reducción de los grupos de edades de la población bajo condiciones de equilibrio (promedio de largo plazo). Esto se explica porque una vez reclutados los peces a la pesquería (p.ej. talla modal), estos son removidos de manera muy rápida e intensa por la pesca y pocas edades llegan a constituir la fracción adulta (*Figura 8*). El valor de la mortalidad por pesca representa el valor de la pendiente que hay entre la talla modal de una composición de tallas de capturas hasta las tallas mayores. En este análisis, el nivel de explotación se representa por la distancia que hay entre la composición de tallas de una pesquería ideal y la que debería existir conforme alguna política de manejo. Salvo en la trompeta, se destaca que las composiciones de tallas de las especies analizadas se ubican por debajo de un valor de referencia como por ejemplo un escape del 40% de la biomasa desovante virginal. En complemento con lo anterior y exceptuando picudillo y sardina redonda, los análisis muestran que en la mayoría de los recursos, gran parte de la captura (>50%) está representada por ejemplares inmaduros (*Figura 9*).

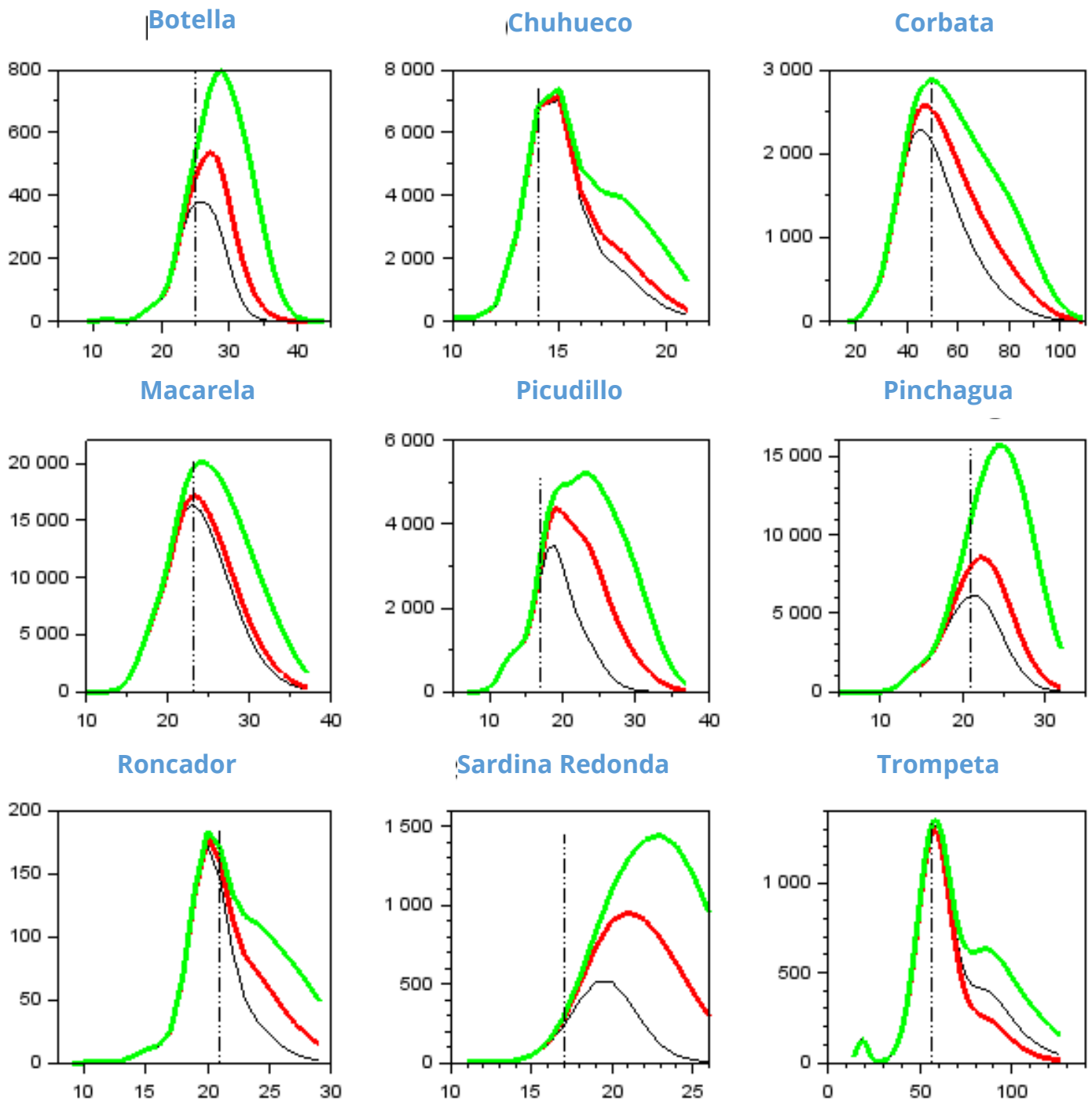




**Figura 7.** Composiciones de tallas de las capturas promedio de los últimos 5 años de las nueve especies analizadas. Las cruces representan los datos, la línea roja es el modelo MODACT y las líneas negras representan las composiciones modales de los grupos de edad.



**Figura 8.** Composiciones de edad de la población y las capturas de las nueve especies analizadas en diferentes estados; barras verdes es la población y las barras blancas representan las capturas. Modelo MODACT.



**Figura 9.** Composiciones de tallas de la población explotable de las nueve especies analizadas por Modelo MODACT; línea negra es la condición actual, línea roja es la condición al 40% de la población virginal, línea verde es la población virginal. La línea vertical negra es la talla de madurez.

## ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD Y DIAGNÓSTICO

Los resultados muestran que las estimaciones en algunos casos resultaron ser muy sensibles a los supuestos de análisis, y que en pocos casos se obtuvieron niveles de biomasa relativas por encima del valor de referencia (Tabla 4). En la mayoría de los casos, el mejor escenario resultó bajo el supuesto de desviación estándar a la edad constante ( $\alpha > 0$  y  $\beta = 0$ ) lo cual se refleja en un mejor ajuste del modelo, dado valores de log-verosimilitud menores. El mejor ajuste de una hipótesis respecto de la otra se verifica si la diferencia en log-verosimilitud es mayor a dos unidades ( $\Delta LL > 2$ ). Del mismo modo y en la mayoría de los casos, los valores de mortalidad por pesca estimados fueron mayores al valor de referencia F40% (Figura 10), coincidiendo con las bajas estimaciones de biomasa desovante (Tabla 4). En el análisis realizado, se destaca que en chuhueco, pinchagua, roncador y sardina redonda, no hay diferencias estadísticas en suponer que la desviación estándar de la talla a la edad es constante o depende de la talla promedio. Sin embargo, el estado de situación poblacional podría llegar a ser sustancialmente distinto, como es el caso de pinchagua, la cual y dependiendo del supuesto, podría estar entre un 8% y 21% de la biomasa desovante virginal.

De los nueve recursos analizados y dependiendo del escenario de análisis, solo la trompeta y macarela podrían presentar las mejores condiciones, dado que sus composiciones de tallas parecen ser compatibles con una población cuya biomasa es mayor al 50% de la biomasa virginal. A nivel individual y para los otros casos analizados, los recursos en más

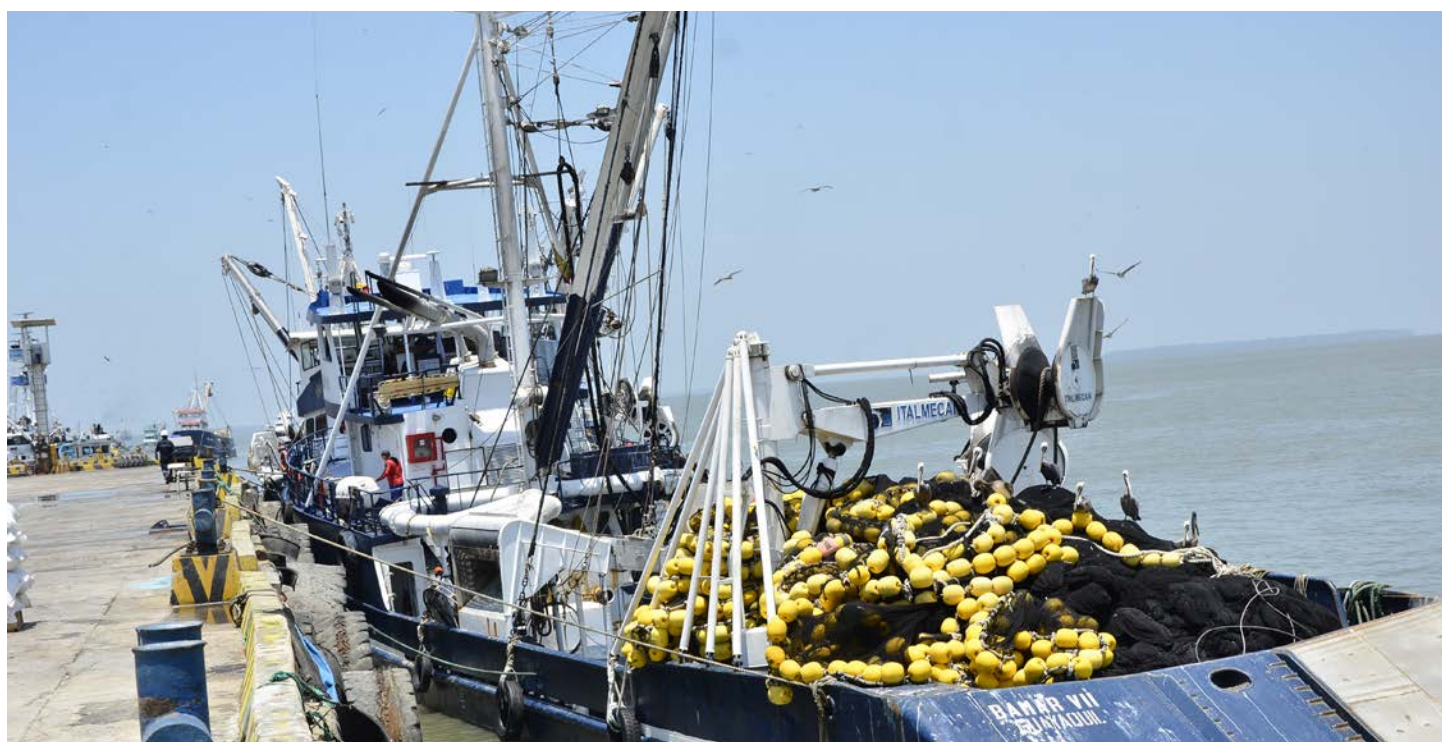
bajo nivel poblacional, entorno o bajo el 10% de la población virginal, son corbata, picudillo, roncador y sardina redonda. En este grupo, el peor de los casos se da en este último recurso, cuyos escenarios indicarían un agotamiento entre el 1% y 3% de la población virginal. En ligero mejor estado relativo pero siempre en niveles de agotamiento importantes destacan la botella, chuhueco y pinchagua, cuyas composiciones de tallas dan cuenta de niveles de reducción poblacional bajo el 26% de B0.

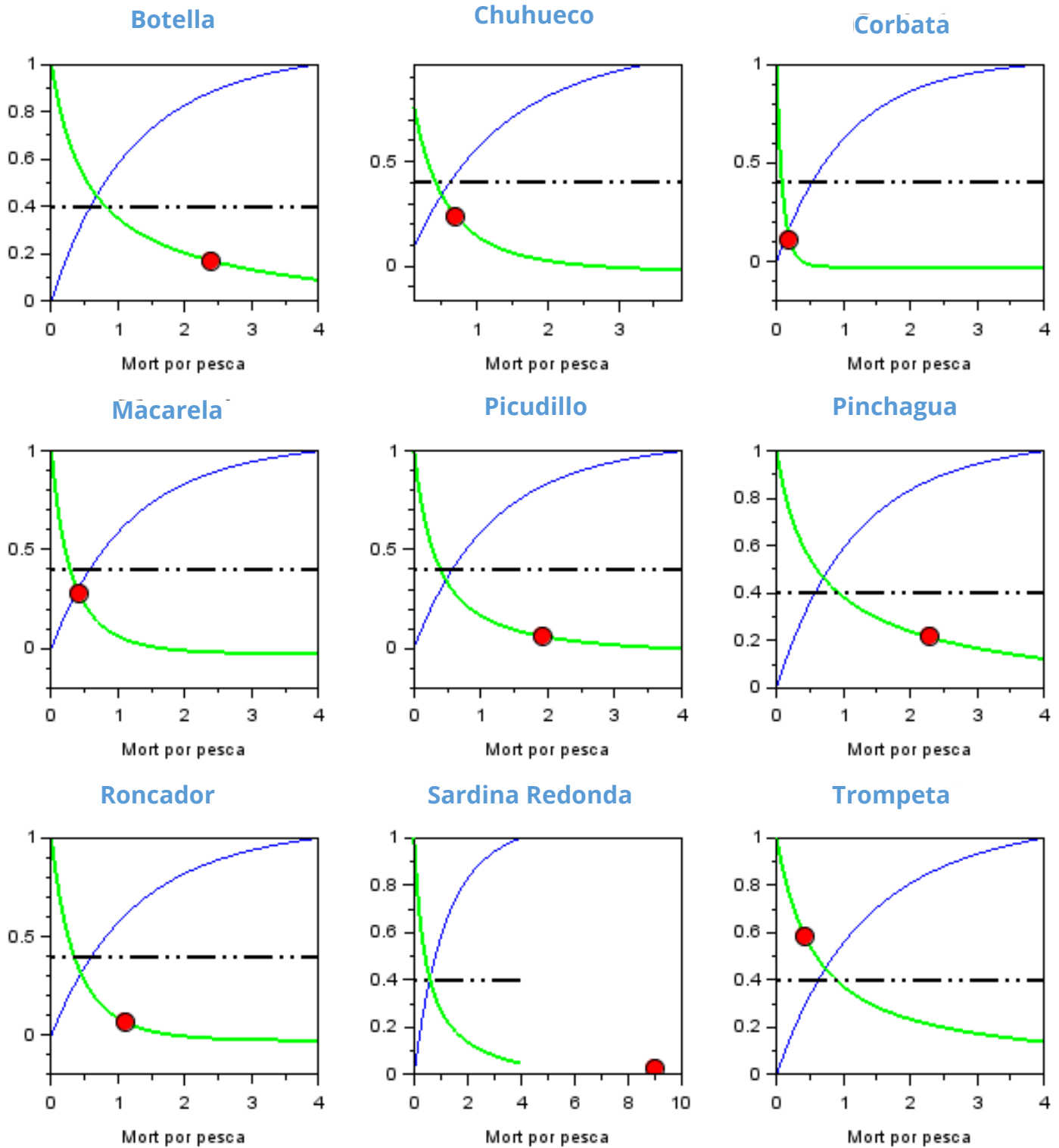
Por otro lado, la proporción F40/Fcr mide de manera relativa, el monto en que la mortalidad por pesca (o esfuerzo de pesca) debiese ser ajustada con la finalidad de alcanzar el objetivo en el largo plazo. Exceptuando el caso de macarela y trompeta, en el resto de los recursos, el esfuerzo de pesca actual y capturas debiesen ser disminuidas. Estas medidas deben ser entendidas como referenciales, pero sin dudas sugieren la necesidad de reducir los niveles de explotación actualmente vigentes.

Cabe recordar que este modelo de análisis supone que la información analizada responde a una situación sostenida de largo plazo, y a su vez representada por condiciones de equilibrio y estabilidad de mortalidad por pesca y reclutamiento. Este modelo es aplicado bajo condiciones en la cual la principal fuente de incertidumbre corresponde a las estadísticas de desembarques de los años más recientes, razón por la cual se supone que las composiciones de tallas de las capturas guardan información relevante sobre el estado de explotación de estas poblaciones.

**Tabla 4.** Parámetros del modelo en equilibrio MODACT ajustado a las composiciones de tallas de las capturas promedio de los últimos 5 años de las nueve especies analizadas para dos casos (S1 y S2) de modelos del desviación estándar de la talla a la edad ( $s(a)=\alpha+\beta L(a)$ ). Parámetros de selectividad A50 y rango, talla de reclutamiento (L0), mortalidad por pesca estimada (Fcr) y de referencia (F40), proporción de biomasa desovante resultante (%B0) y log-verosimilitud (LL).

Especie	Caso	$\alpha$	$\beta$	Fcr	A50	rango	Lo	F40/Fcr	%B0	LL	$\Delta LL$
Botella	S1	0.00	0.08	2.40	3.48	1.03	12.11	0.34	17%	1339	4
	S2	1.64	0.00	1.22	3.14	1.00	12.41	0.50	22%	1335	0
Chuhueco	S1	0.00	0.07	0.70	1.66	0.36	10.41	0.61	24%	954	2
	S2	2.20	0.90	0.63	1.57	0.34	10.42	0.66	26%	952	0
Corbata	S1	0.00	0.11	0.19	2.78	1.61	26.19	0.44	11%	2005	0
	S2	8.90	0.00	0.23	2.56	0.56	27.22	0.33	7%	2008	3
Macarela	S1	0.00	0.10	0.41	0.07	1.17	17.94	0.70	28%	1402	5
	S2	1.51	0.00	0.17	2.24	0.65	13.73	1.40	51%	1397	0
Picudillo	S1	0.00	0.11	1.93	2.01	1.01	13.06	0.20	6%	1350	0
	S2	3.36	0.00	9.03	2.25	0.62	13.05	0.05	4%	1359	9
Pinchagua	S1	0.00	0.11	2.28	2.46	1.82	14.31	0.41	21%	1356	0
	S2	3.24	0.00	6.09	1.82	0.82	14.50	0.11	8%	1357	1
Roncador	S1	0.00	0.07	1.11	1.58	0.45	15.34	0.31	7%	1118	2
	S2	1.22	0.00	0.96	1.51	0.43	15.33	0.35	9%	1116	0
Sardina redonda	S1	0.00	0.10	9.03	3.08	0.52	11.31	0.07	3%	1058	0
	S2	2.02	0.00	9.03	3.01	0.44	11.28	0.06	1%	1059	1
Trompeta	S1	0.00	0.15	0.42	1.77	0.50	18.60	2.11	58%	2174	35
	S2	7.52	0.00	0.25	1.63	0.46	15.71	1.99	60%	2139	0





**Figura 10.** Curvas de rendimiento relativo (línea azul) y reducción de la biomasa desovante por recluta (línea verde) respecto de la mortalidad por pesca para las nueve especies analizadas con Modelo MODACT. La línea negra horizontal es la referencia del 40% de la población virginal, el círculo rojo representa la condición evaluada para el promedio de los 5 años más recientes.

## Modelo integrado de evaluación (MESTOCKL)

Los datos de composiciones de tallas, desembarques y CPUE fueron analizados a través de un modelo estadístico de captura a la edad con datos en tallas similar a A-SCALA (Maunder and Watters, 2003) denominado MESTOCKL (Canales *et al.*, 2015) 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 (*Anexo B*). La estimación es bayesiana y se sustenta en la maximización de la distribución a posteriori de los parámetros. Se consideran funciones de verosimilitud como expresión del error de observación, así como distribuciones a priori o penalizaciones de algunos parámetros de interés. El modelo puede ser descargado desde: <https://drive.google.com/drive/folders/1ZUaw-c6YqQAaG9wpfz3j5T7FejiTmU-xo?usp=sharing>

### SUPUESTOS

- **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 que 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  $\sigma_R$ . 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 alta independencia entre las fluctuaciones de la biomasa desovante y los reclutamientos.

- **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.

### PUNTOS BIOLÓGICOS DE REFERENCIA

Tanto la biomasa desovante como la mortalidad por pesca fueron contrastadas respecto de valores relativos a la biomasa virginal ( $B_0$ ). Se consideró como Punto Biológico de Referencia objetivo dejar el escape del 40% de  $B_0$ , mientras el nivel de mortalidad por pesca máximo fue estimado como aquel que genera en el largo plazo el 40% de  $B_0$  ( $F_{40\%}$ ). La variación de la biomasa desovante fue entonces 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.

Como mortalidad por pesca de referencia proxy al de rendimiento máximo sostenido ( $F_{rms}$ ) se consideró el F40%, la cual fue estimada bajo condiciones de equilibrio proyectando la biomasa desovante en el largo plazo para distintos niveles de mortalidad por pesca constante y reclutamiento según la relación S/R. La mortalidad por pesca F40% corresponde aquella que en el largo plazo reduce la población al 40% de la biomasa virginal. El valor límite correspondió al 20% de B0.

## 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 5.** Configuración de bloques de selectividad para los recursos evaluados por medio de modelo integrado MESTOCK

Recurso	Bloques de selectividad
Botella	1997-2005;2006-2017
Macarela	1974-1988; 1989-1993;1994-2002;2003-2017
Chuhueco	1981-2008;2009-2017
Pinchagua	1974-1982;1983-1985;1986-2017

## 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 y capturas fueron primero supuestos (a priori) y luego calculados luego del ajuste mediante el estimador (a posteriori):

$$cv = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_t \left( \log(CPUE_i) - \log(\hat{CPUE}_i) \right)^2}$$

mientras los tamaños de muestra fueron estimados de manera iterativa según el estimador de Gavaris y Ianelli (2002).

$$nm = \sqrt{\prod_t \frac{\sum_l \hat{p}_{l,t}(1-\hat{p}_{l,t})}{\sum_l (p_{l,t}-\hat{p}_{l,t})^2}}$$

donde es la proporción de tallas (l) de la captura en el año t. Estos análisis indican que solo en macarela y pinchagua, el orden del tamaño muestral fue el indicado, en tanto que para el caso de botella y chuhueco deberían ser reducidos. La reducción del tamaño muestral significa que esos datos proveen menos información que la supuesta inicialmente. Del mismo modo, los coeficientes de variación de la CPUE de botella y macarela muestran mayor similitud respecto de los valores iniciales (Tabla 6).



**Tabla 6.** Tamaños de muestra efectivos y coeficientes de variación de la CPUE a priori y posteriori empleados en la evaluación de stock de botella, chuhueco, macarela y pinchagua

Especie	nm_post	nm_prior	cv_post	cv_prior
Botella	38.32	50	0.31	0.3
Chuhueco	12.62	50	0.59	0.3
Macarela	35.16	30	0.38	0.3
Pinchagua	87.62	90	0.39	0.2

## ESCENARIOS DE ANÁLISIS

El desempeño del modelo de evaluación a los datos fue realizado examinando tanto el comportamiento de los residuales como un análisis de sensibilidad a los supuestos o hipótesis estructurales. En este sentido y con el fin de evaluar esta incertidumbre estructural, los análisis fueron realizados considerando cinco escenarios de evaluación: un primer escenario base S1 el cual supone que el nivel de densidad dependiente entre reclutas y desovantes es baja y se representa por medio de un coeficiente steepness de  $h=0.9$ . Un segundo escenario S2 incrementa esta relación por medio de un steepness  $h=0.6$ . Otros dos escenarios S3 y S4 en los cuales se mantiene S1 pero se modifica la importancia relativa de las piezas de información reduciendo a la mitad el tamaño de muestra efectivo empleado en la distribución de verosimilitud multinomial de las composiciones de tallas de las capturas (S3), y en reducir en igual magnitud el coeficiente de variación de la CPUE (S4). Un quinto escenario consistió en mantener S1 pero sujeto a la hipótesis que la CPUE es hiper-estable respecto de la reducción o aumento de la biomasa explotable (S5).

## ESPECIES CONSIDERADAS

De las nueve pesquerías exploradas y sin perjuicio del análisis preliminar, en solo cuatro de los casos la información histórica fue considerada con relativa mayor completitud y consistencia entre los índices de abundancia y las

composiciones de tallas de las capturas. Los límites y extensiones espaciales de las poblaciones analizadas no son del todo conocidos, de manera que desde una perspectiva pragmática, se buscó aquellos casos en los cuales las variaciones en los índices de abundancia fuesen consistentes con las variaciones de las composiciones de tallas de las capturas. La idea de fondo es que si la pesca declarada ha sido capaz de generar la disminución de índices y talla promedio de las capturas, entonces la unidad de gestión/stock y su extensión espacial guarda relación con el área de la pesquería.

En estos casos, los análisis de los recursos botella, chuhueco, macarela y pinchagua fueron extendidos a diferentes escenarios mediante el modelo integrado de evaluación MES-TOCK. Los análisis consideraron tanto el ajuste del modelo a los datos, la estimación de las variables poblacionales relevantes como son la biomasa, reclutamiento y mortalidad por pesca, el diagnóstico de las poblaciones basados en Puntos Biológicos de Referencia (PBR) y la proyección poblacional de largo plazo considerando diferentes escenarios de reducción o amplificación del esfuerzo de pesca.

## AJUSTE DEL MODELO A LOS DATOS

En términos generales, el ajuste del modelo a los datos fue regular por cuanto si bien las principales tendencias en los índices y composiciones de tallas fueron reproducidas por este, la variabilidad en los datos no fue del todo explicada. En estos ajustes se destaca la presencia de algunos patrones en los residuales en la CPUE, así como años en los cuales el modelo sobreestima la talla promedio debido a la falta de correspondencia con el índice de abundancia relativa y las capturas. Los incrementos de capturas debiesen generar en la mayoría de los casos la disminución poblacional por medio de la reducción de la talla promedio de los peces. También se destaca el relativo mejor desempeño en el modelamiento en pinchagua y macarela, en las cuales el modelo ajustó mejor las variaciones de las composiciones de tallas dada su mayor consistencia con los cambios en el ín-

dice de abundancia CPUE. Cabe señalar que los índices de abundancia fueron tratados como variables aleatorias log-normal con coeficientes de variación entre 20% y 30% mientras las composiciones de tallas como muestras aleatorias de una distribución multinomial de tamaño  $n=30-90$ .

En el mismo sentido, las composiciones de tallas de las capturas mostraron gran variabilidad, las que fueron difíciles de explicar por el modelo no obstante se consideraron algunos bloques de selectividad anual. Esta variabilidad en las composiciones de tallas es el resultado combinado de errores de observación (es decir producto de la medición) y errores de proceso (otras fuentes de variabilidad poblacional no consideradas). Entre estos últimos se confunden patrones de cambio en disponibilidad talla-específica, selectividad y la falta de mayor conocimiento sobre los parámetros de crecimiento y mortalidad natural. Las composiciones de tallas exhibieron sugerentes rasgos de polimodalidad (p. e.j. botella) que deberían ser estudiadas en el marco de un estudio de crecimiento específico. Sin perjuicio de esto, el modelo se focalizó en intentar explicar las variaciones generales de los índices de abundancia

CPUE, junto al ajuste general de la selectividad por medio de la información extraída tanto desde la composición de tallas global como de las variaciones interanuales de la talla promedio de las capturas.

De igual forma, se observaron distintos niveles de inconsistencia entre las piezas de información empleadas para ajustar los parámetros del modelo de dinámica poblacional. Los incrementos de capturas no siempre se vieron reflejados en la disminución esperada en los índices de abundancia y la reducción de la talla promedio de las capturas. Esto se observa en importantes desvíos entre los datos y el modelo. Por ejemplo, en el caso de botella, se observó una mayor afinidad entre las capturas y la talla promedio, en comparación con el índice de abundancia CPUE. Esto queda reflejado en el patrón de dispersión de los residuales. Algo similar se observó con los datos de macarela y chuhueco, donde la talla promedio de las capturas presentó mayor afinidad con las capturas. Caso contrario sucedió con pinchagua, en la cual se registraron los mayores niveles de consistencia entre las distintas piezas de información reflejada en una menor dispersión de los datos respecto del modelo.



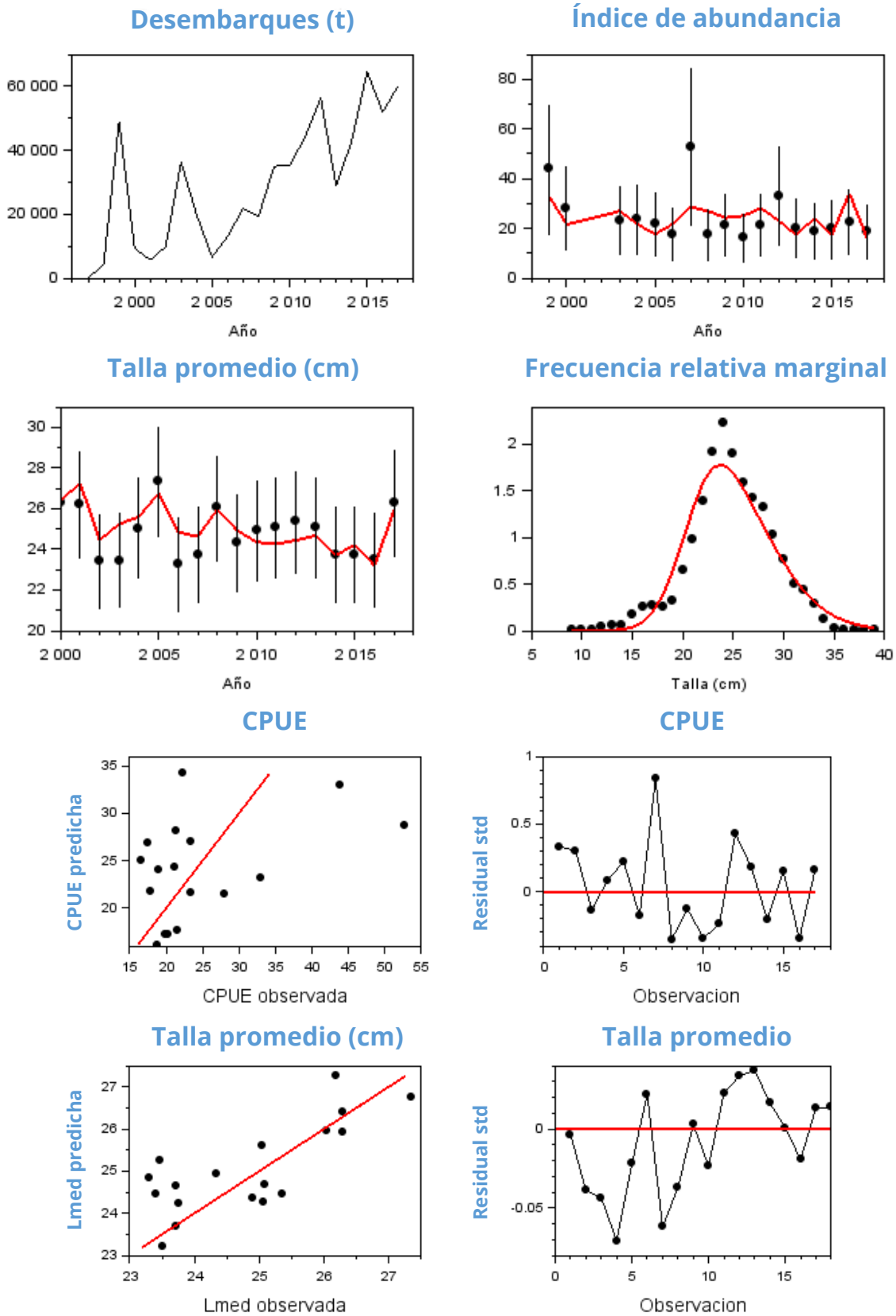
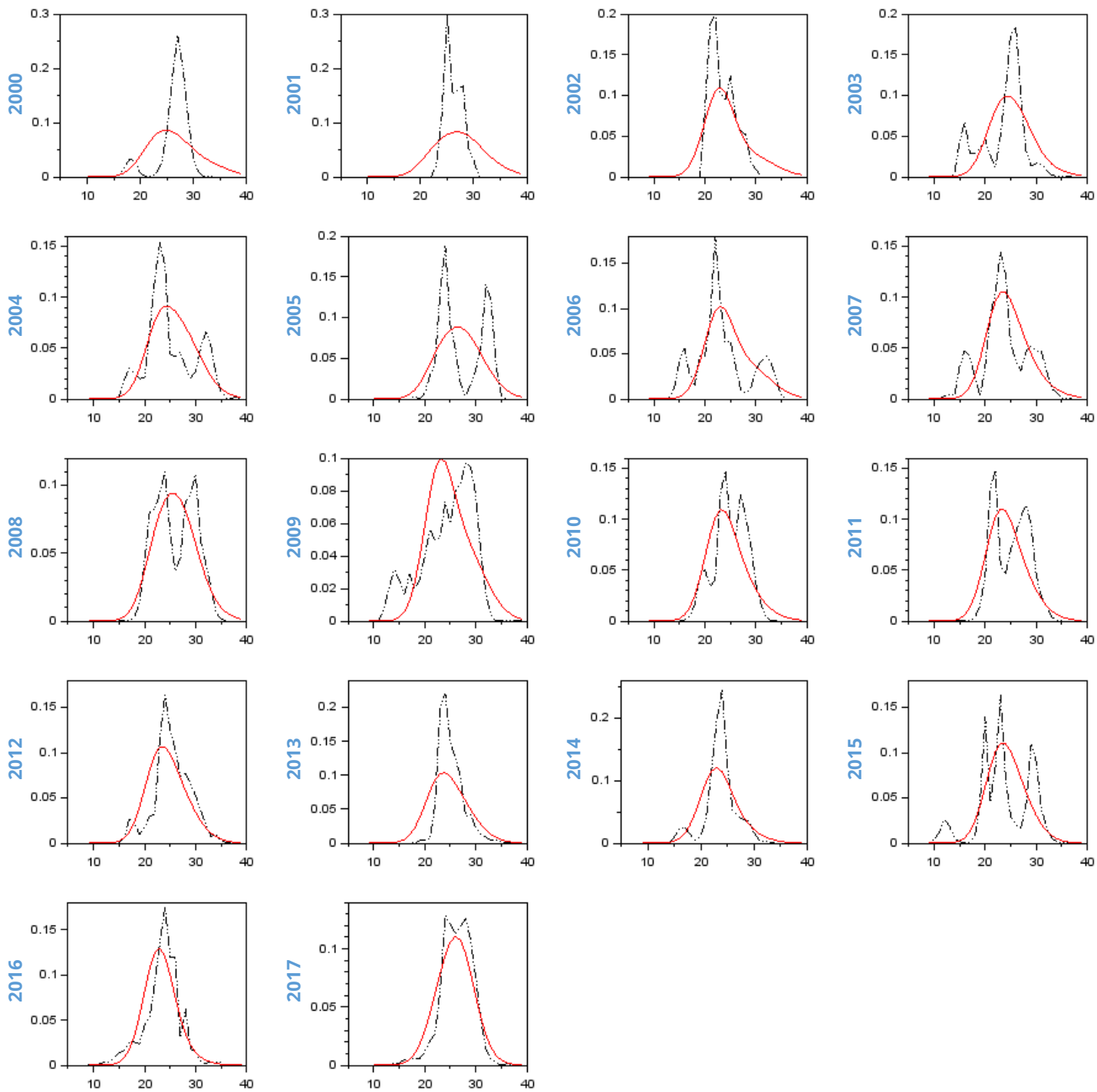


Figura 10. Ajuste y diagnóstico del modelo integrado de evaluación MESTOCKL a los datos del recurso botella.



**Figura 11.** Ajuste del modelo integrado de evaluación MESTOCKL (línea roja) a las frecuencias de tallas (líneas segmentadas negras) del recurso botella.

**Tabla 7.** Parámetros del modelo integrado de evaluación MESTOCKL a los datos del recurso botella.

```
# Number of parameters = 49 Objective function value = 2572.74 Maximum gradient component = 7.89721e-006
# log_L50:
 1.18479 1.18479
# log_sigma1:
 0.693147 0.693147
# log_sigma2:
 6.90377 6.90721
# log_Ro:
 5.32177777823
# dev_log_Ro:
-1.04284535337 0.0793341529515 -0.712607069593 -1.34823687124 0.465463432709
0.133213408615 -0.264213739163 -1.22329179781 0.157905052453 0.428358855884
-0.382074867563 0.330480995544 0.503517648796 0.686148049171 0.546108589729
0.0166629773952 0.825364498362 0.553854450469 1.31607737528 -0.747331963941
-0.321887824678
# log_F:
-13.6691910421 -2.88236725563 0.0152963694042 -1.18084561894 -1.50035940609
-1.35204982073 -0.0886651662194 -0.463045121083 -1.34090228757 -0.865892449997
-0.632970803961 -0.690710503419 -0.0336478245594 -0.0530985595926 0.0411108907619
0.439444466822 0.109862913608 0.174426566068 0.804944142877 0.0279642607791
0.774018926592
# log_qflo:
-7.22921724295
# log_b:
0.000000000000
# log_Linf:
3.63758615973
# log_k:
-1.20397280433
# log_Lo:
3.12023771694
# log_aedad:
0.388962315958
# log_bedad:
-2.81885422573
# log_M:
-0.510825623766
# log_h:
-0.105360515658
```

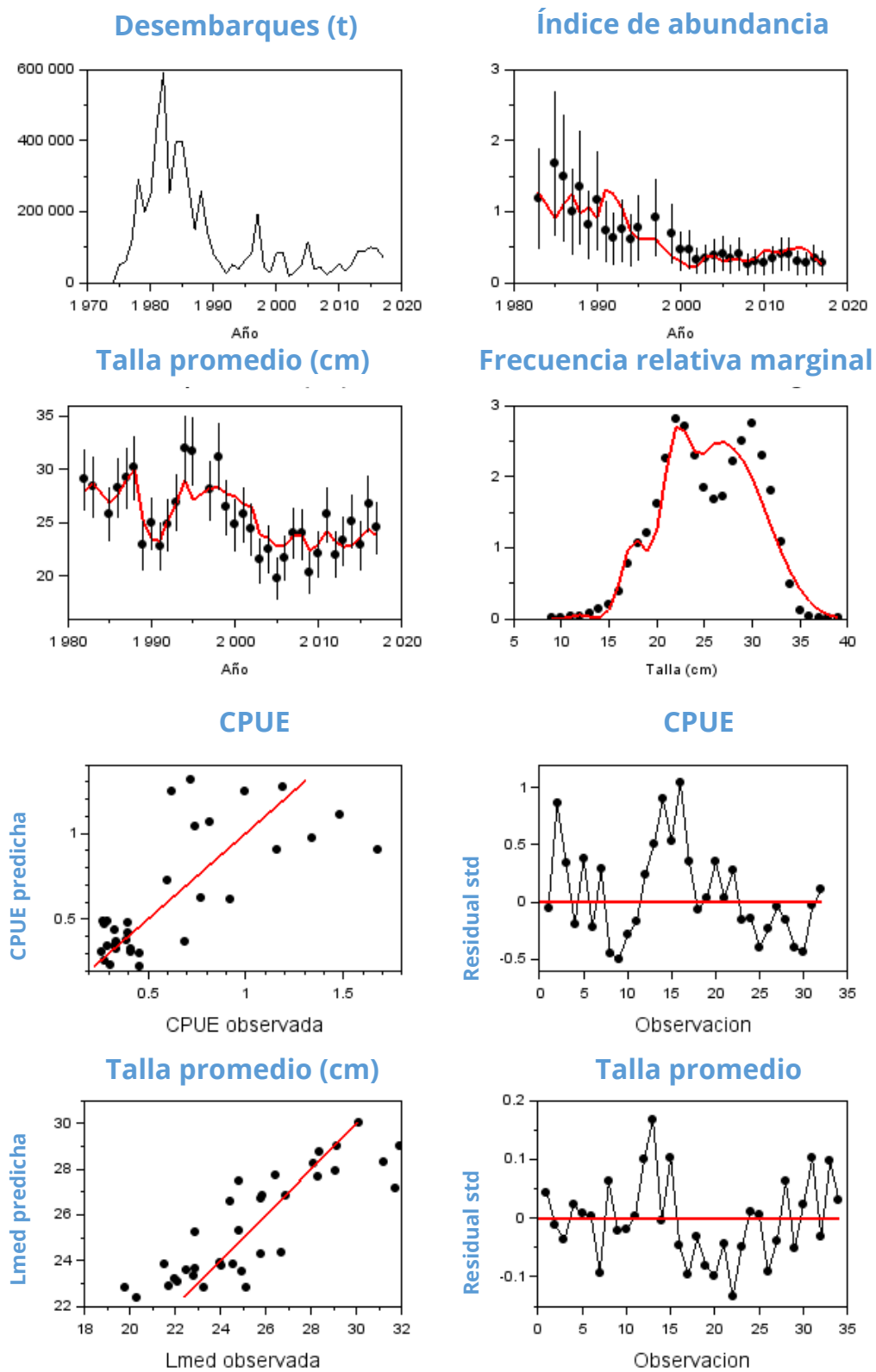
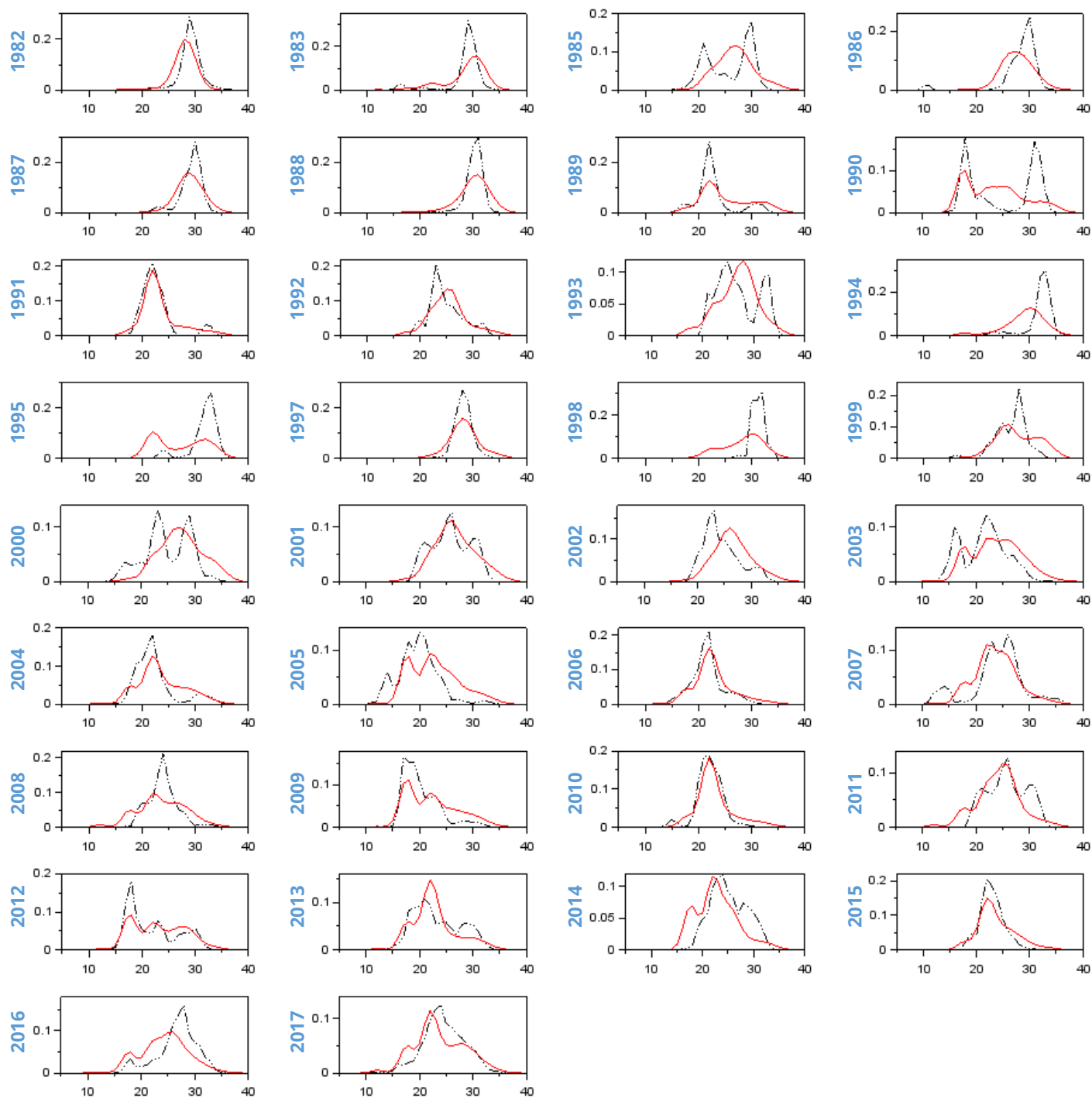


Figura 12. Ajuste y diagnóstico del modelo integrado de evaluación MESTOCKL a los datos del recurso macarela.



**Figura 13.** Ajuste del modelo integrado de evaluación MESTOCKL (línea roja) a las frecuencias de tallas (líneas segmentadas negras) del recurso macarela.

**Tabla 8.** Parámetros del modelo integrado de evaluación MESTOCKL a los datos del recurso macarela.

```
# Number of parameters = 84 Objective function value = 3059.65 Maximum gradient component = 1.95867e-005
# log_L50:
0.900956 1.07833
# log_sigma1:
-0.965302 -0.390556
# log_sigma2:
6.90776 6.90776
# log_Ro:
7.32289660444
# dev_log_Ro:
-0.903072043524 1.65433642199 -0.782135541311 0.140856470034 2.15315003272
-0.804341638278 0.680158067099 1.29266904045 1.21121160799 1.23462654213
1.11365327631 -1.04662026622 -0.249695439296 1.28689820049 1.08041075082
0.290103503147 -0.911929440807 0.842534163003 -0.274453707417 -0.103680304653
-0.182555400361 -1.56588864295 -0.111360797902 -1.64925080641 -0.672345883748
0.514549326516 -1.53239359028 -0.228689782034 -0.793946581067 -0.585945019875
-1.19092853153 -1.09659825656 1.61174570922 -0.111445384654 -0.0625527155838
-0.122525095754 -0.124548241693
# dev_log_No:
0.00000000000 0.00000000000 0.00000000000 0.00000000000 0.00000000000
# log_F:
-3.66324964499 -3.66957666897 -0.749113957568 -0.497755526804 -3.09650619907
-0.239499510246 0.189918995019 -0.187527649331 0.141855208868 -0.822180984319
-0.612381479831 -0.0989824655134 0.202479274957 -0.774890459038 0.501189908721
-0.487002879649 0.324200767355 -0.0634079013334 -0.0826009198166 -1.02097805660
0.999999994015 0.673651653063 0.773206013898 -0.382919234198 0.112758767678
0.999999978623 -1.39574677749 0.999999998177 0.467596952527 -2.03382669568
0.504079363360 -0.881559168677 -0.131607981219 0.385640998945 0.130253944758
0.0743042602956 0.0236027153220
# log_qflo:
1.44596261454
# log_b:
-1.51189618074
# log_Linf:
3.09557760852
# log_k:
-0.843970070295
# log_Lo:
2.20001975061
# log_aedad:
-22.3327037509
# log_bedad:
-2.42670863015
# log_M:
-0.843970070295
# log_h:
-0.105360515658
```



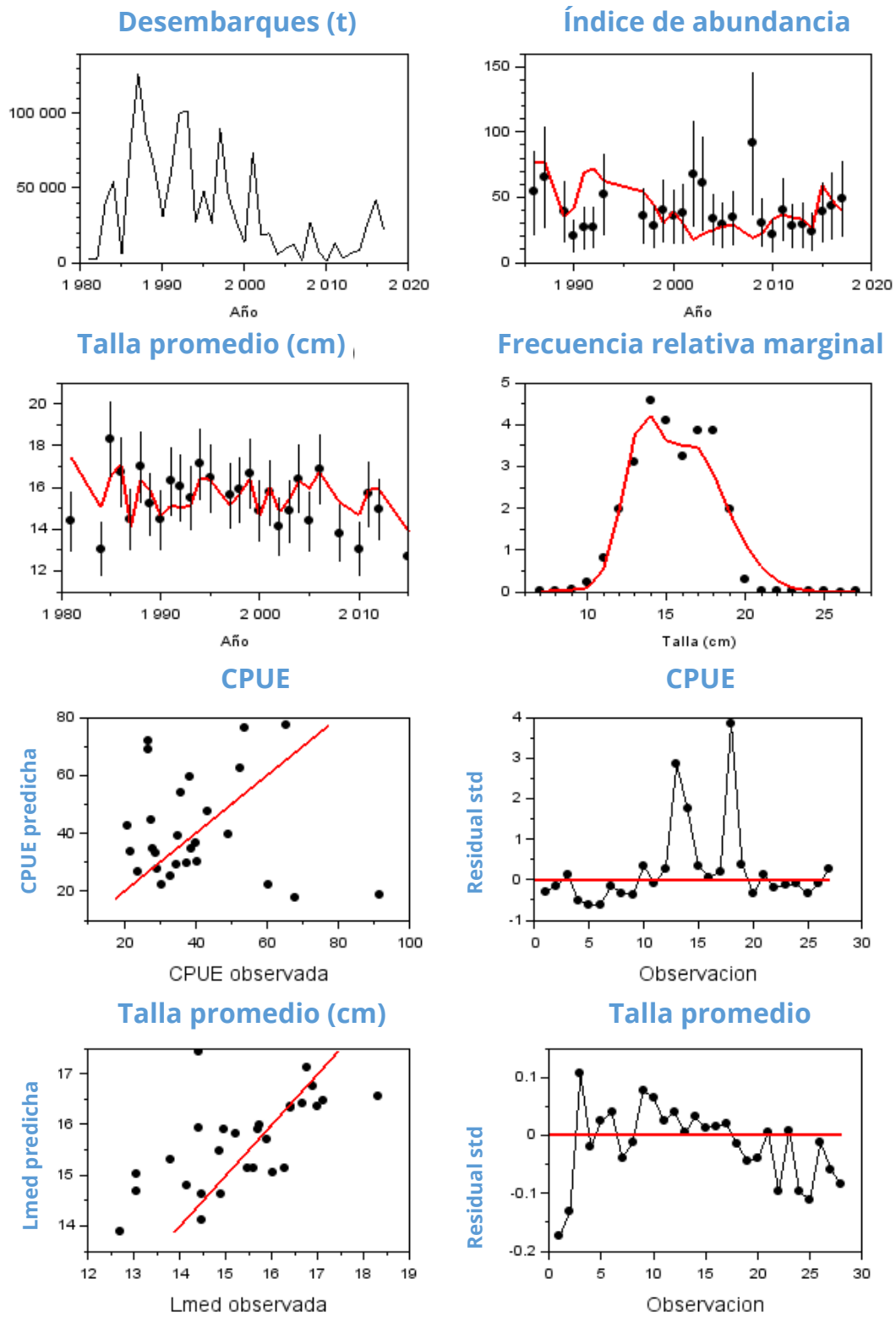


Figura 14. Ajuste y diagnóstico del modelo integrado de evaluación MESTOCKL a los datos del recurso chuhueco.

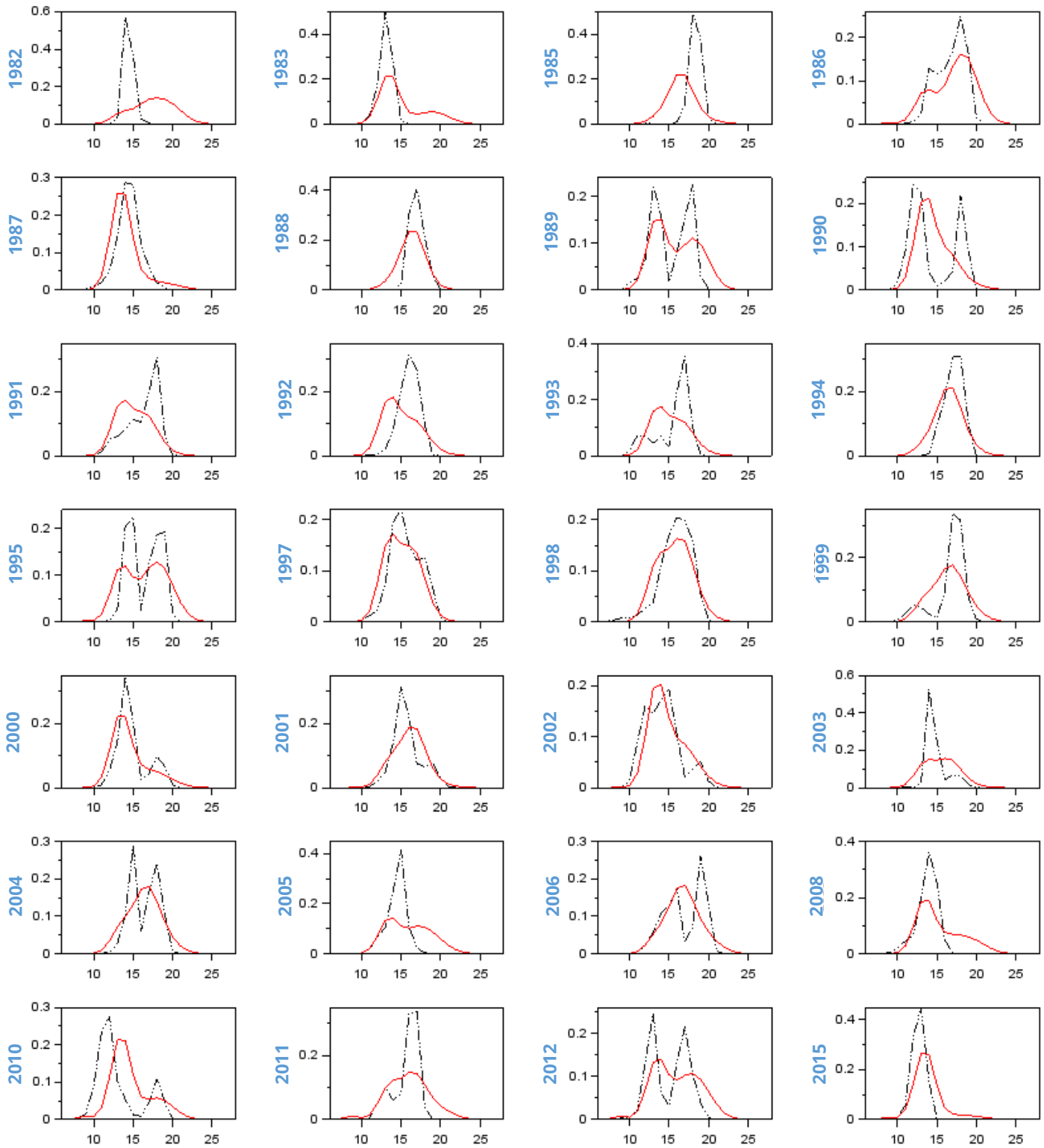


Figura 15. Ajuste del modelo integrado de evaluación MESTOCKL (línea roja) a las frecuencias de tallas (líneas segmentadas negras) del recurso chuhueco.

**Tabla 9.** Parámetros del modelo integrado de evaluación MESTOCKL a los datos del recurso chuhueco.

```
# Number of parameters = 101 Objective function value = 2824.39 Maximum gradient component = 1.19527e-005
# log_L50:
1.84071 1.02661 1.55307 1.14778
# log_sigma1:
0.311215 -0.859529 -0.109186 -0.412148
# log_sigma2:
6.90776 6.90776 6.90776 6.90776
# log_Ro:
8.31029511492
# dev_log_Ro:
0.339768155239 0.416849019061 0.406510141326 3.01248153177 0.172424491758
0.0975487888620 1.72141404097 1.71535109233 1.92591155467 0.0519453531346
-0.0344168961061 -0.238537741410 0.465836668904 -0.369836025266 1.28510665399
-0.105819434615 -0.795894322361 -1.06180343033 1.26800774367 -0.665568742614
-1.05261723234 -0.216180639331 -0.648510533572 -0.348173437158 -0.363638443577
-0.494211316358 -0.939423732013 -0.258268691262 -0.482913897176 0.0848169366751
-0.607050190786 -0.819559719642 -0.668809844835 0.458871096455 -0.759805800323
-0.712758690230 0.330531639928 0.0762380777393 0.258912094134 -0.919298033088
-0.604654146192 -0.862201090453 -0.0868797583014 0.0283067087204
# dev_log_No:
0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000
0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000
# log_F:
-12.6539685620 -1.77483201484 -1.46197372103 -0.555932487200 0.999999630096
0.938379521975 0.286688626659 -0.165539975553 -0.328819129097 -1.03904628075
-0.271375002206 -0.273543098636 -0.820043805363 -1.54746708338 -0.794366550851
-1.48856600418 -1.91486012984 -2.59892107311 -3.30634738691 -2.44600936487
-2.35233640406 -1.71334475685 -1.74088937145 -0.617503777722 -1.60904904189
-1.98122213019 -0.717631028393 -0.415573791347 -2.02273455474 -1.83195829620
-1.41298331810 -0.424178052916 -1.59384551067 -1.44173503555 -2.08392665202
-1.66272262331 -1.61131802781 -2.05151927439 -1.53045311133 -1.13029790867
-1.15094091671 -1.02937338840 -0.747880600748 -0.734157125482
# log_qflo:
-13.2329861213
# log_b:
0.000000000000
# log_Linf:
3.66356164613
# log_k:
-1.46967597006
# log_Lo:
2.49422690024
# log_aedad:
-0.945864996703
# log_bedad:
-3.00233910070
# log_M:
-0.693147180560
# log_h:
-0.105360515658
```

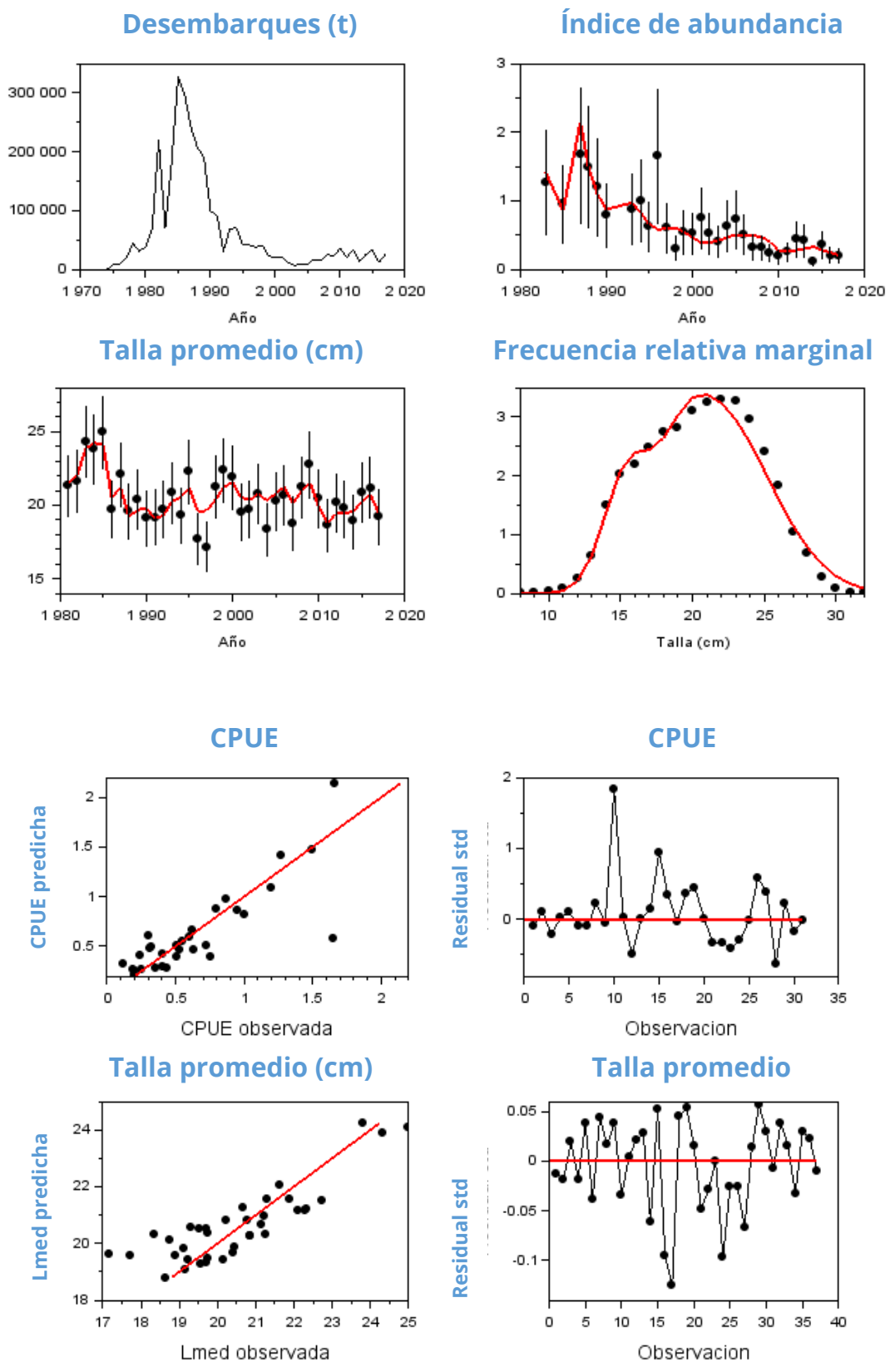


Figura 16. Ajuste y diagnóstico del modelo integrado de evaluación MESTOCKL a los datos del recurso pinchagua.

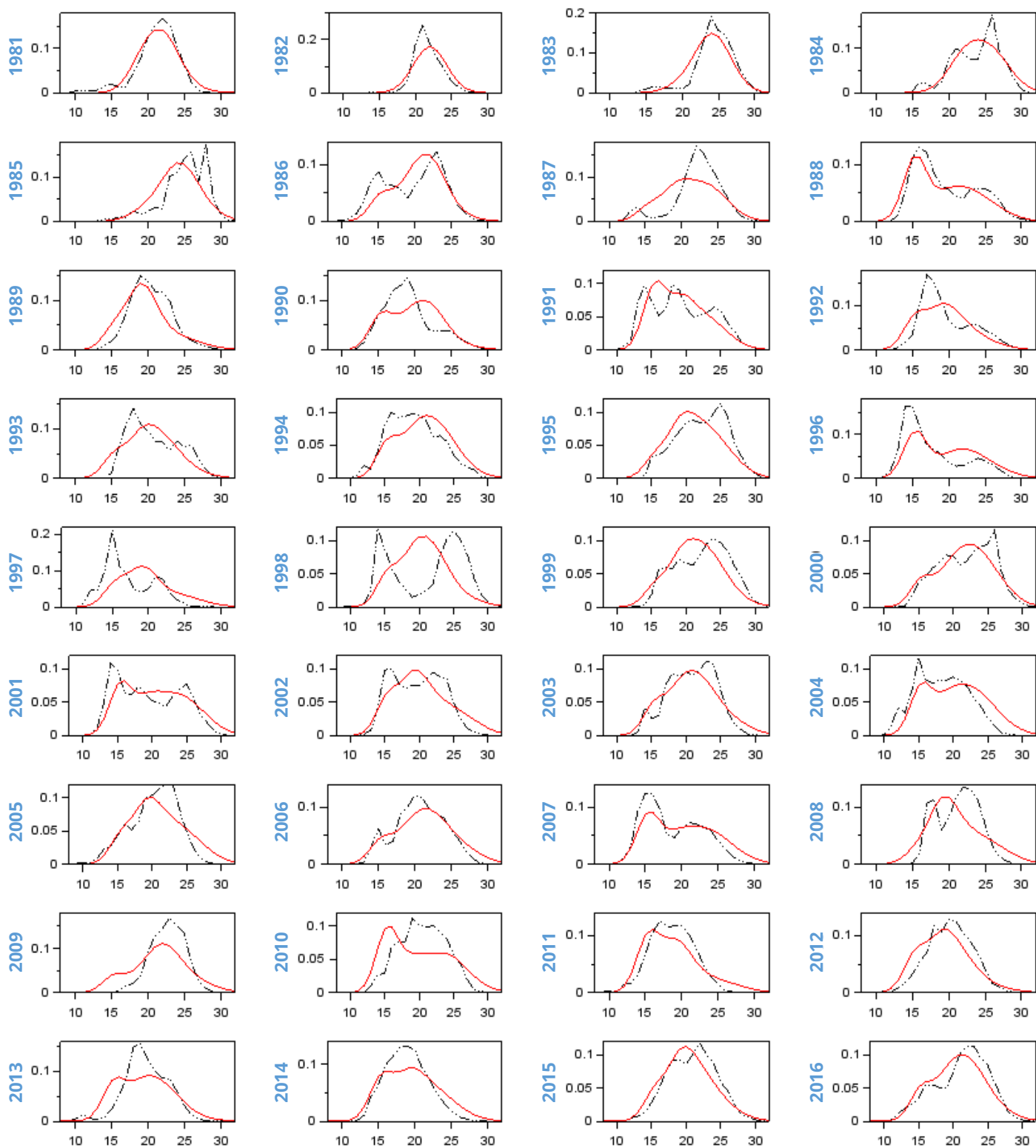


Figura 17. Ajuste del modelo integrado de evaluación MESTOCKL (línea roja) a las frecuencias de tallas (líneas segmentadas negras) del recurso pinchagua.

**Tabla 10.** Parámetros del modelo integrado de evaluación MESTOCKL a los datos del recurso pinchagua.

```
# Number of parameters = 99 Objective function value = 9098.51 Maximum gradient component = 8.68654e-005
# log_L50:
1.26113 1.58716 1.31744
# log_sigma1:
-0.734910 -0.0187060 0.462607
# log_sigma2:
6.90776 6.90776 6.90776
# log_Ro:
6.94226059889
# dev_log_Ro:
-0.424695236475 -0.545837676793 -0.680057152982 -0.706867877368 0.263899532787
2.64569726135 0.184817853887 2.19846550790 -0.0913366890871 2.29217027634
1.12119868068 1.30083682392 0.466248357478 1.63712549507 0.337806997185
0.574308218013 0.826059135486 0.612556759008 0.144675774961 0.120327497822
-0.820187685453 0.558693785304 0.0182539267763 -0.263022904409 -1.01476544594
-0.890495359722 -0.296191401673 -0.639975388429 -0.767545867157 -0.121446585836
-0.750435915158 -0.742495197404 0.124119587831 -1.51597151232 -1.03914195737
-0.249823516049 -0.157826277425 -0.528949610591 -0.289220946766 -0.253344789916
-1.06127744402 -1.17350671933 -0.389710573759 -0.0131317403614
# dev_log_No:
0.00000000000 0.00000000000 0.00000000000 0.00000000000 0.00000000000
0.00000000000
# log_F:
-14.1054368389 -2.84244904062 -2.61278197382 -1.76957172394 -0.477539229824
-0.305051652306 0.604848228168 0.999999758798 -0.276951975058 -1.12843750126
-0.189750862999 0.769909698887 -0.504106460151 -0.342034316834 -0.121460388095
0.0847422540035 -0.323692791271 -0.252595727582 -1.45153622315 -0.761871466358
-0.600416076139 -0.891778631103 -0.765352910897 -0.861927558385 -0.812284554762
-1.30799933292 -1.24827236603 -1.07047975972 -1.65579014907 -2.20842462558
-2.08003202461 -2.19902856762 -1.47829596950 -1.64269527742 -1.02935476095
-0.981175938916 -0.162660444898 -0.676345722098 -0.248379885308 -1.22166225950
-0.664475392183 -0.302600797297 -1.16273563236 -0.216426230040
# log_qflo:
-11.9032520887
# log_b:
0.00000000000
# log_Linf:
3.45631668088
# log_k:
-1.34707364797
# log_Lo:
2.73273039618
# log_aedad:
-23.0258505793
# log_bedad:
-2.28225585185
# log_M:
-0.693147180560
# log_h:
-0.105360515658
```

## Variables poblacionales y diagnóstico

### BOTELLA

Se estima que el notable incremento de las capturas habría producido la rápida disminución de la población de botella, la cual se ubicaría en torno a las 70 mil toneladas de biomasa explotable y poco más de 16 mil desovante o adulta (*Tabla 11*). La diferencia en estas estimaciones de biomasa se explica porque gran parte de individuos inmaduros son removidos por la pesca y solo una pequeña proporción de esta constituye la fracción parental. Como consecuencia de esto, se ha registrado el aumento de la mortalidad por pesca por sobre un valor de referencia como es la mortalidad de referencia F40%.

Los reclutamientos de este recurso han sido erráticos y variables, e independientemente del escenario analizado e incluyendo el escenario más verosímil, el potencial desovante dinámico (es decir, la proporción de la biomasa reproductora anual sin explotación) indica que la biomasa se encuentra por debajo del 14%B0 y lejos del objetivo de un manejo como es cautelar del 40%B0 (*Figura 18, Tabla 12*). Las estimaciones de biomasa desovante presentaron una precisión expresada en un máximo del 35% de coeficiente de variación en el último año (*Figura 19 y 20*). El diagrama de Kobe muestra que la condición del recurso botella del año más reciente se ubica en el 1er cuadrante, que es donde la mortalidad por pesca excedería en 4 veces el valor de referencia ( $F/F40=4$ ), mientras la biomasa se encontraría reducida al 60% del valor de referencia ( $B/B40=0.6$ ) (*Figura 21*).

### MACARELA

En este recurso, se estima que gran parte de su disminución poblacional se habría debido al re-escalamiento del reclutamiento a partir de la década de los noventa. Es decir, su dinámica poblacional parece haber estado alterada principalmente por cambios ambientales decadales. Durante este período, la mortalidad por pesca ha variado conforme los pulsos del reclutamiento y las capturas, en tanto la biomasa explotable se estima variando en torno a las 300 mil toneladas promedio durante los últimos 10 años (*Figura 22*). La biomasa explotable se encuentra representada en más del 50% por individuos inmaduros y la biomasa desovante se estima que no supera las 70 mil toneladas (*Tabla 13*). El episodio de anomalías negativas en los reclutamientos de los últimos años junto al incremento relativo de las capturas, ha provocado un sostenido aumento de la mortalidad por pesca y la disminución de la biomasa desovante (*Figura 23*). La biomasa desovante en el escenario más verosímil se estima por debajo del valor de referencia 40%B0 en todos los casos analizados. La precisión en las estimaciones de biomasa desovante presentó un máximo del 35% de coeficiente de variación en el último año (*Figura 24*). El diagrama de Kobe muestra lo anterior, ubicando al recurso en el 1er cuadrante donde la mortalidad por pesca excede en 1,8 veces el valor de referencia ( $F/F40=1.8$ ) y la biomasa se encuentra reducida al 50% del valor de referencia ( $B/B40=0.5$ ) (*Figura 25*).

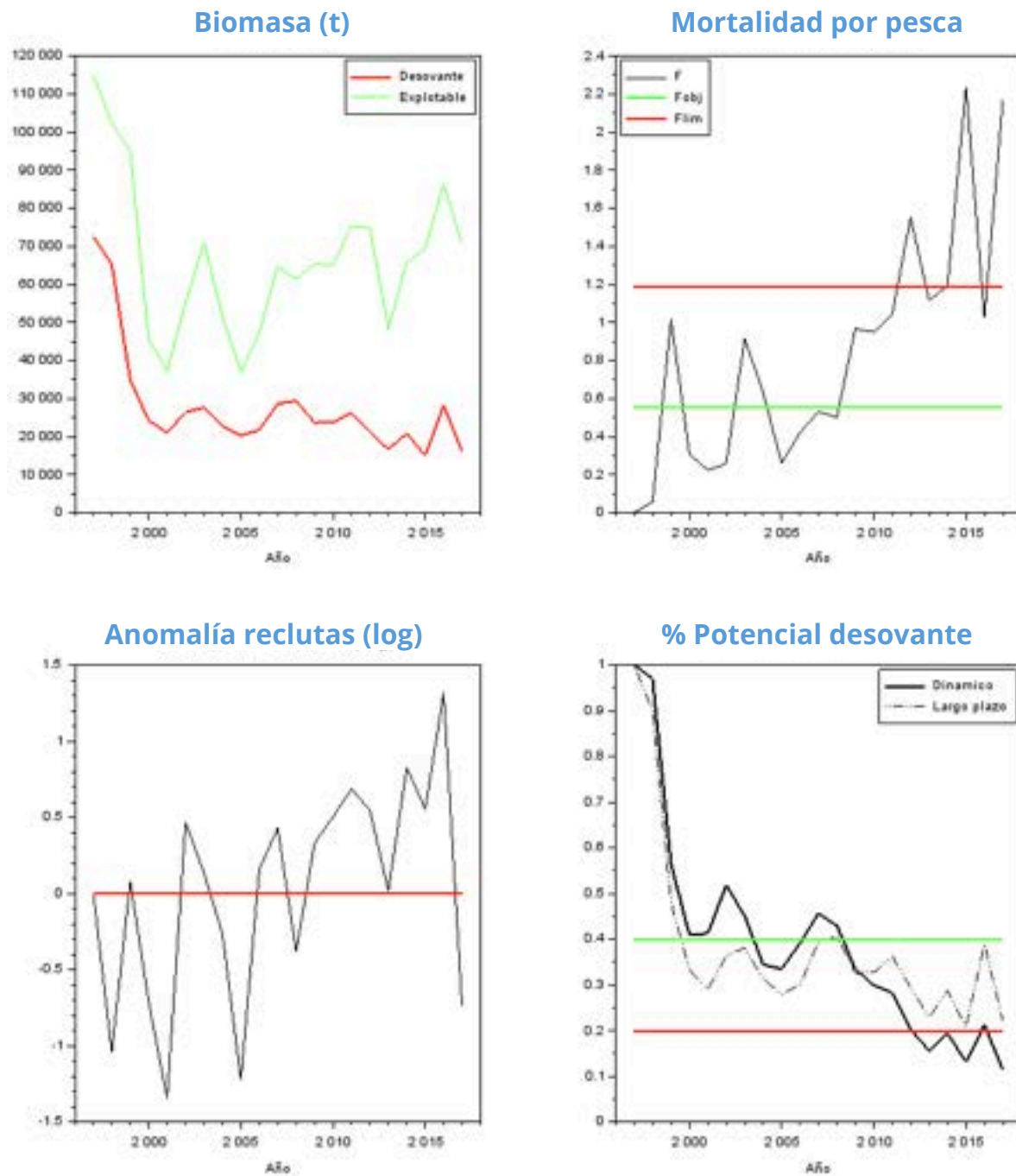
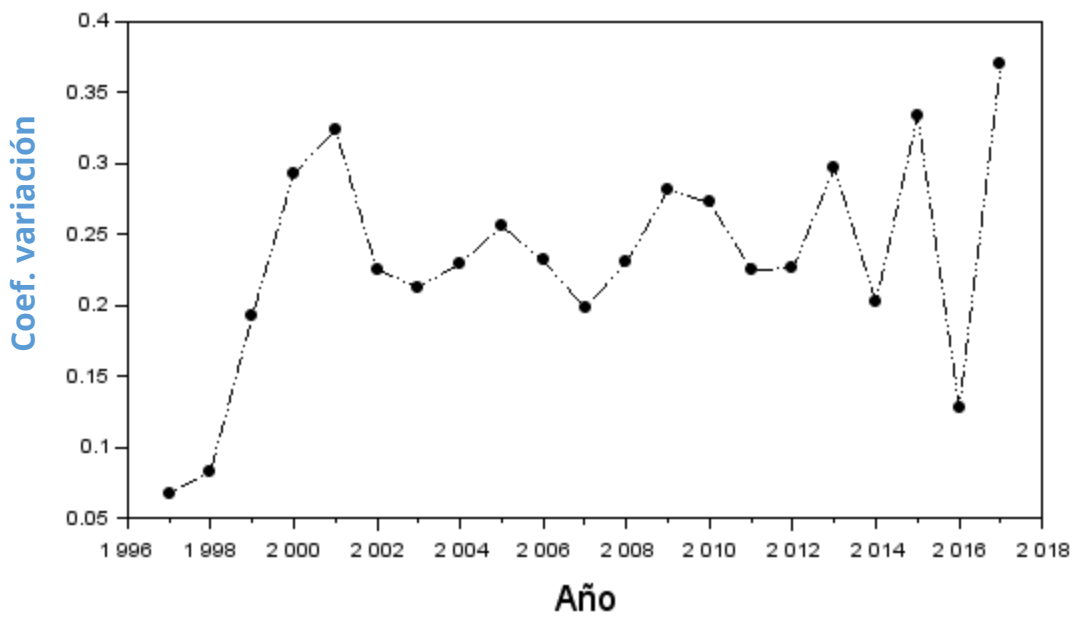
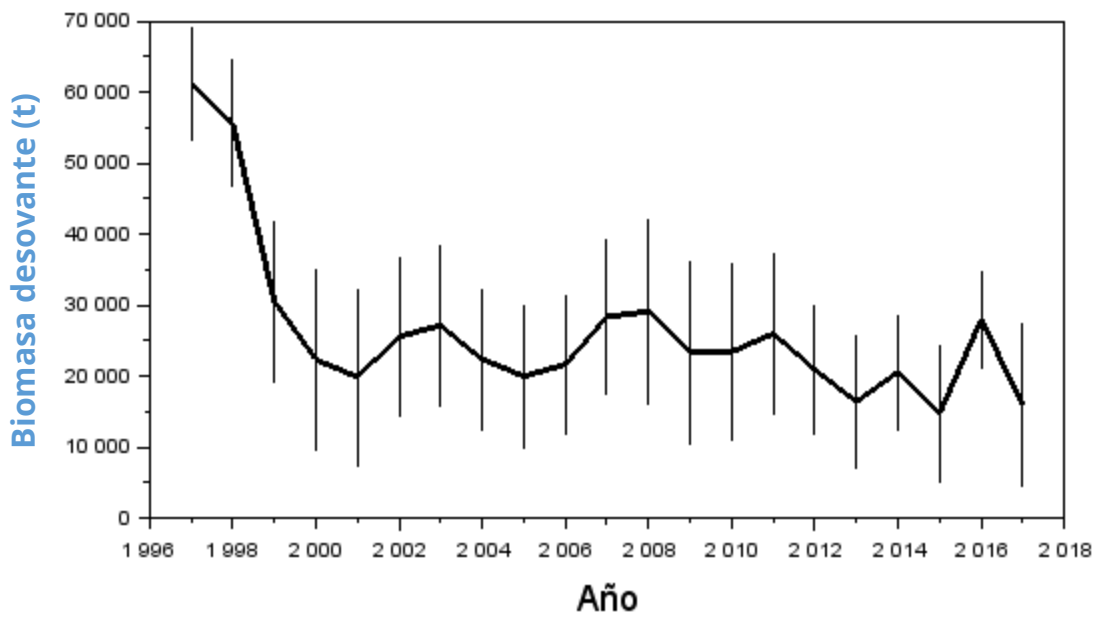


Figura 18. Biomasa, mortalidad por pesca, reclutamiento y potencial desovante del recurso botella.





**Figura 19.** Intervalos de confianza al 95% (barras verticales) y coeficiente de variación de la biomasa desovante del recurso botella.

**Tabla 11.** Principales indicadores poblaciones del recurso botella para los últimos 10 años.

Año	Reclutas (#)	B. explotable (t)	B. desovante (t)	F	%B0
1997	205	114,881	72,544	0.000	1.000
1998	72	102,313	65,241	0.056	0.970
1999	222	95,002	34,831	1.015	0.565
2000	100	45,448	24,145	0.307	0.409
2001	52	37,164	21,012	0.223	0.412
2002	309	54,971	26,395	0.259	0.518
2003	219	71,123	27,599	0.915	0.450
2004	150	51,684	22,695	0.629	0.344
2005	58	36,789	20,208	0.262	0.335
2006	226	47,438	21,762	0.421	0.391
2007	293	64,718	28,611	0.531	0.457
2008	131	61,353	29,385	0.501	0.429
2009	273	65,314	23,648	0.967	0.334
2010	325	65,092	23,685	0.948	0.299
2011	385	75,352	26,278	1.042	0.282
2012	334	74,819	21,270	1.552	0.202
2013	198	48,255	16,625	1.116	0.156
2014	438	65,771	20,852	1.191	0.194
2015	326	69,353	14,975	2.237	0.131
2016	714	86,338	28,176	1.028	0.212
2017	88	70,637	16,042	2.168	0.113

Puntos Biológicos de Referencia:  $F_{rms} = F_{40\%} = 0.55$ ;  $B_0 = 72545$  t;  $40\%B_0 = 29018$  t

**Tabla 12.** Resumen de los principales indicadores poblacionales estimados del modelo integrado MESTOCK a los datos de botella. En negrilla se destaca el escenario más verosímil.

Escenario	$BD_0$ (t)	$BD_{rms}$ (t)	$F_{rms}$	$F_{lim}$	% $B_0$	BD(t)	F	LL_total
1	72,545	29,018	0.550	1.188	0.113	16,042	2.168	<b>2533</b>
2	92,978	37,191	0.296	0.430	0.148	21,656	1.714	2541
3	89,231	35,692	0.494	0.996	0.168	25,175	1.463	1282
4	76,011	30,405	0.542	1.151	0.128	18,195	1.933	2554
5	63,770	25,508	0.798	1.040	0.144	20,967	1.753	2535

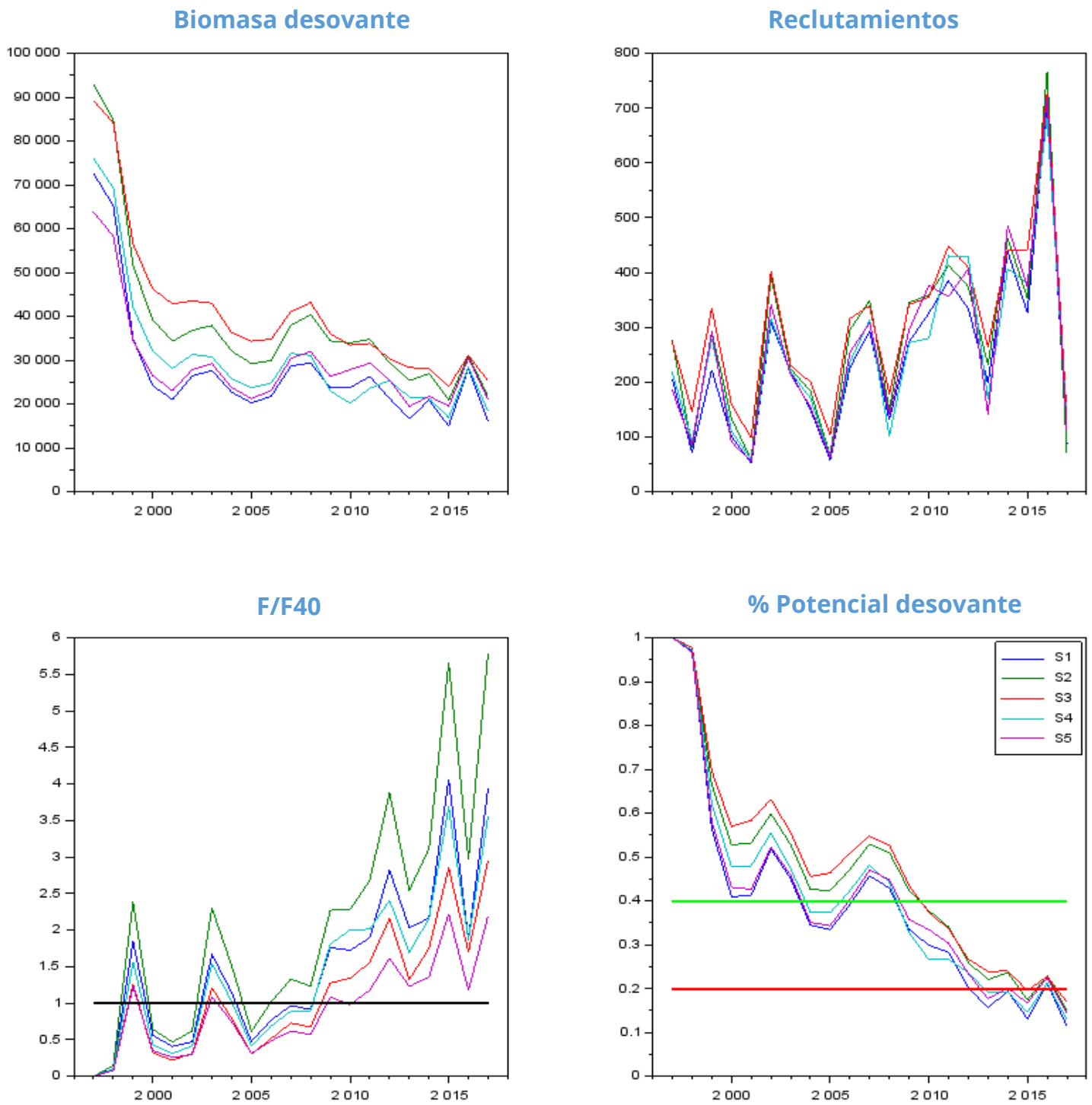


Figura 20. Escenarios de biomasa, reclutamiento, mortalidad por pesca y potencial desovante del recurso botella

### Kobe Plot

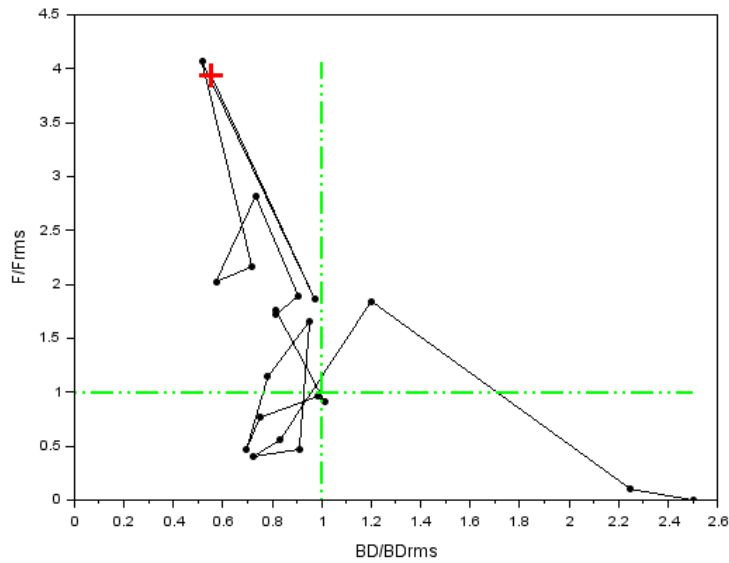


Figura 21. Diagrama de Kobe del recurso botella.

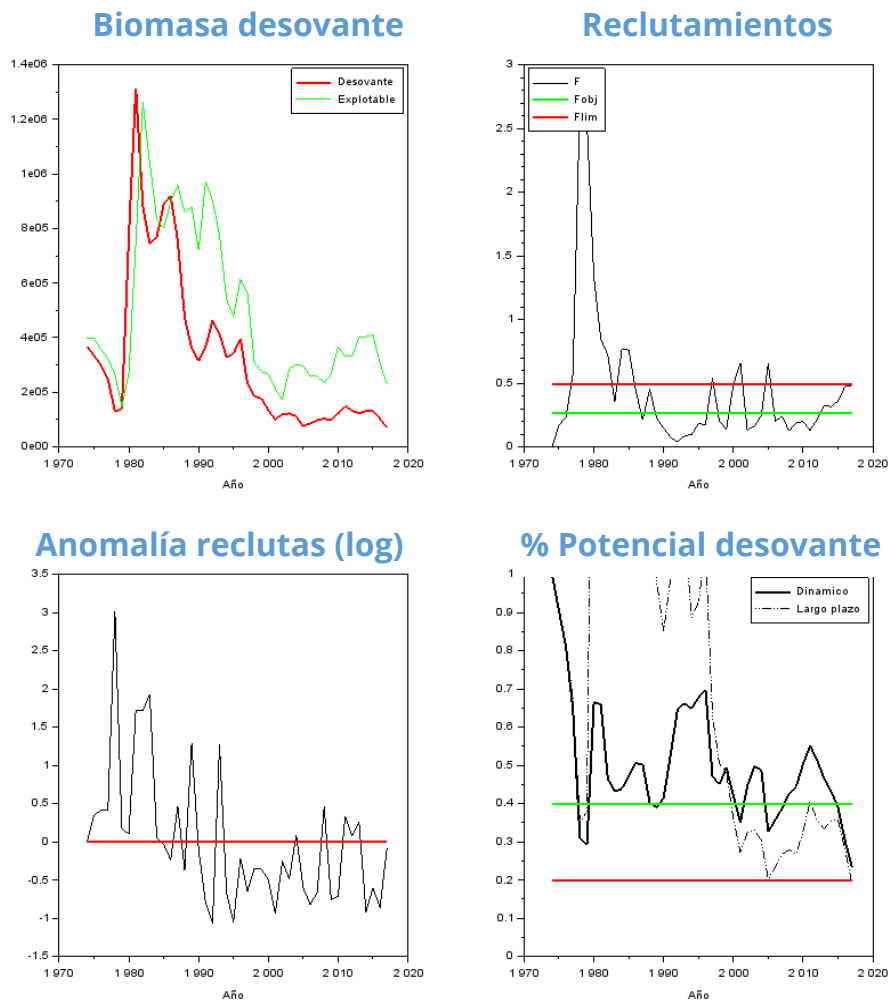
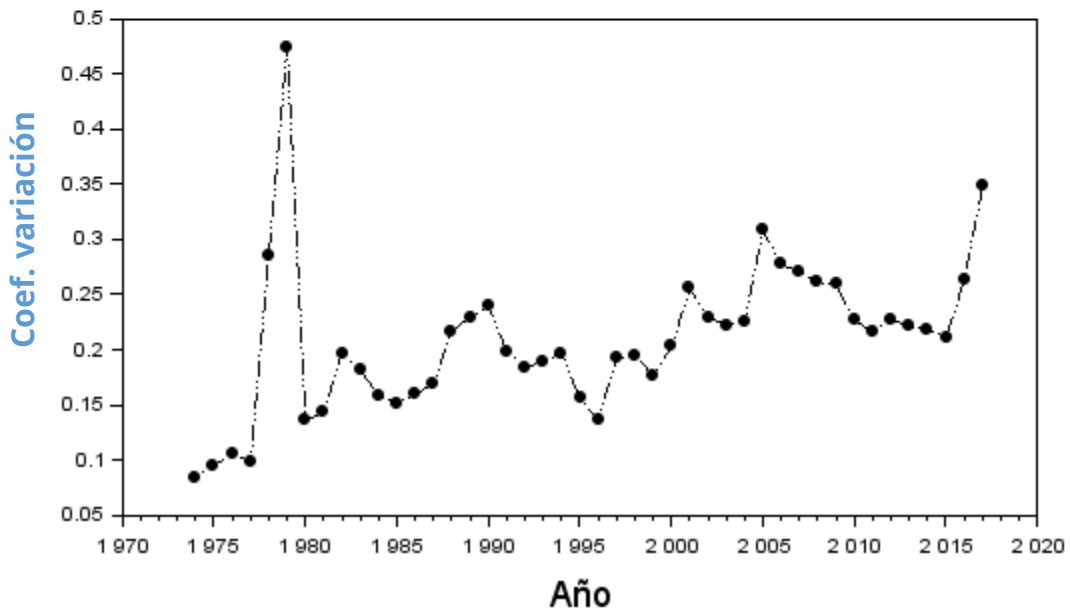
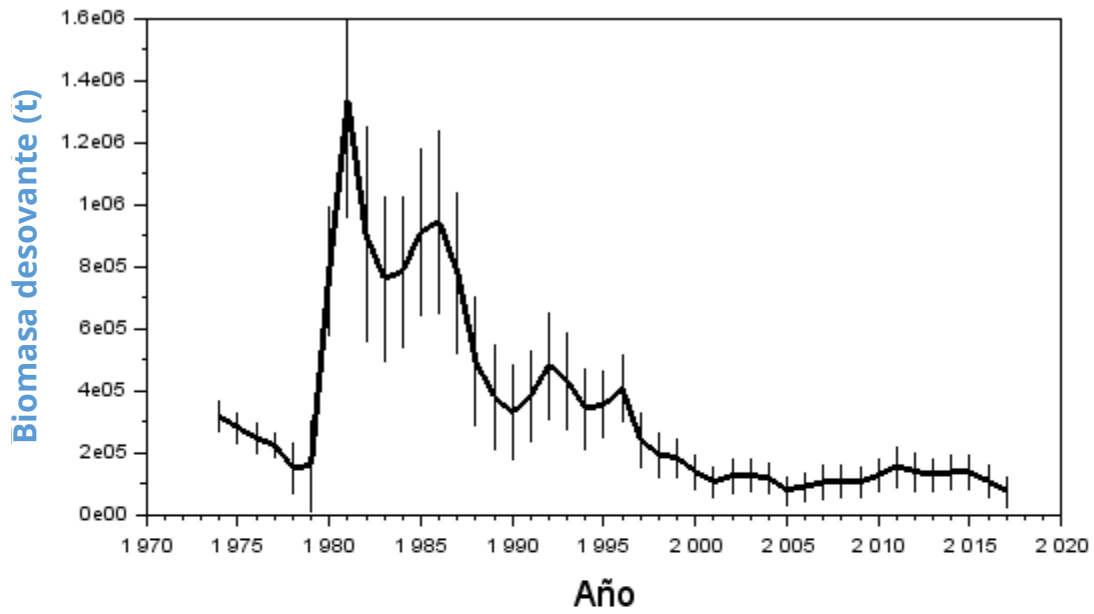


Figura 22. Biomasa, mortalidad por pesca, reclutamiento y potencial desovante del recurso macarela.



**Figura 23.** Intervalos de confianza al 95% (barras verticales) y coeficiente de variación de la biomasa desovante del recurso macarela.

**Tabla 13.** Principales indicadores poblaciones del recurso macarela para los últimos 10 años

Año	Reclutas (#)	B. explotable (t)	B. desovante (t)	F	%B0
1997	2,121	563,318	232,440	0.539	0.471
1998	2,875	308,873	185,699	0.200	0.449
1999	2,781	275,985	177,463	0.138	0.494
2000	2,414	266,091	132,904	0.488	0.420
2001	1,543	211,380	100,567	0.660	0.350
2002	2,992	173,023	119,385	0.132	0.445
2003	2,335	284,745	121,921	0.160	0.497
2004	4,182	303,005	111,971	0.243	0.488
2005	2,097	295,461	74,538	0.654	0.326
2006	1,684	258,146	85,917	0.203	0.357
2007	1,877	258,648	98,526	0.237	0.388
2008	5,893	235,379	102,836	0.124	0.427
2009	1,767	266,068	98,591	0.190	0.444
2010	1,860	367,038	121,149	0.200	0.503
2011	5,257	332,897	149,413	0.129	0.551
2012	4,152	332,600	132,086	0.216	0.514
2013	5,060	399,418	123,208	0.323	0.465
2014	1,544	403,995	130,939	0.316	0.432
2015	2,104	410,298	131,606	0.357	0.391
2016	1,634	308,145	102,868	0.473	0.303
2017	3,549	228,433	70,919	0.480	0.233

Puntos Biológicos de Referencia: Frms=F40%=0.26; B0=369170 t; 40%B0=147668 t

**Tabla 14.** Resumen de los principales indicadores poblacionales estimados del modelo integrado MESTOCK a los datos de macarela. En negrilla se destaca el escenario mas verosímil.

Escenario	BD <sub>0</sub> (t)	BD <sub>rms</sub> (t)	F <sub>rms</sub>	F <sub>lim</sub>	%B <sub>0</sub>	BD(t)	F	LL <sub>total</sub>
1	369,170	147,668	0.269	0.490	0.233	70,919	0.480	2766
2	430,108	172,043	0.190	0.282	0.193	56,223	0.573	2764
3	477,979	191,192	0.254	0.454	0.367	133,272	0.279	1403
4	418,509	167,404	0.261	0.470	0.295	97,085	0.362	2807
5	334,710	133,884	0.308	0.581	0.134	36,252	0.829	<b>2745</b>

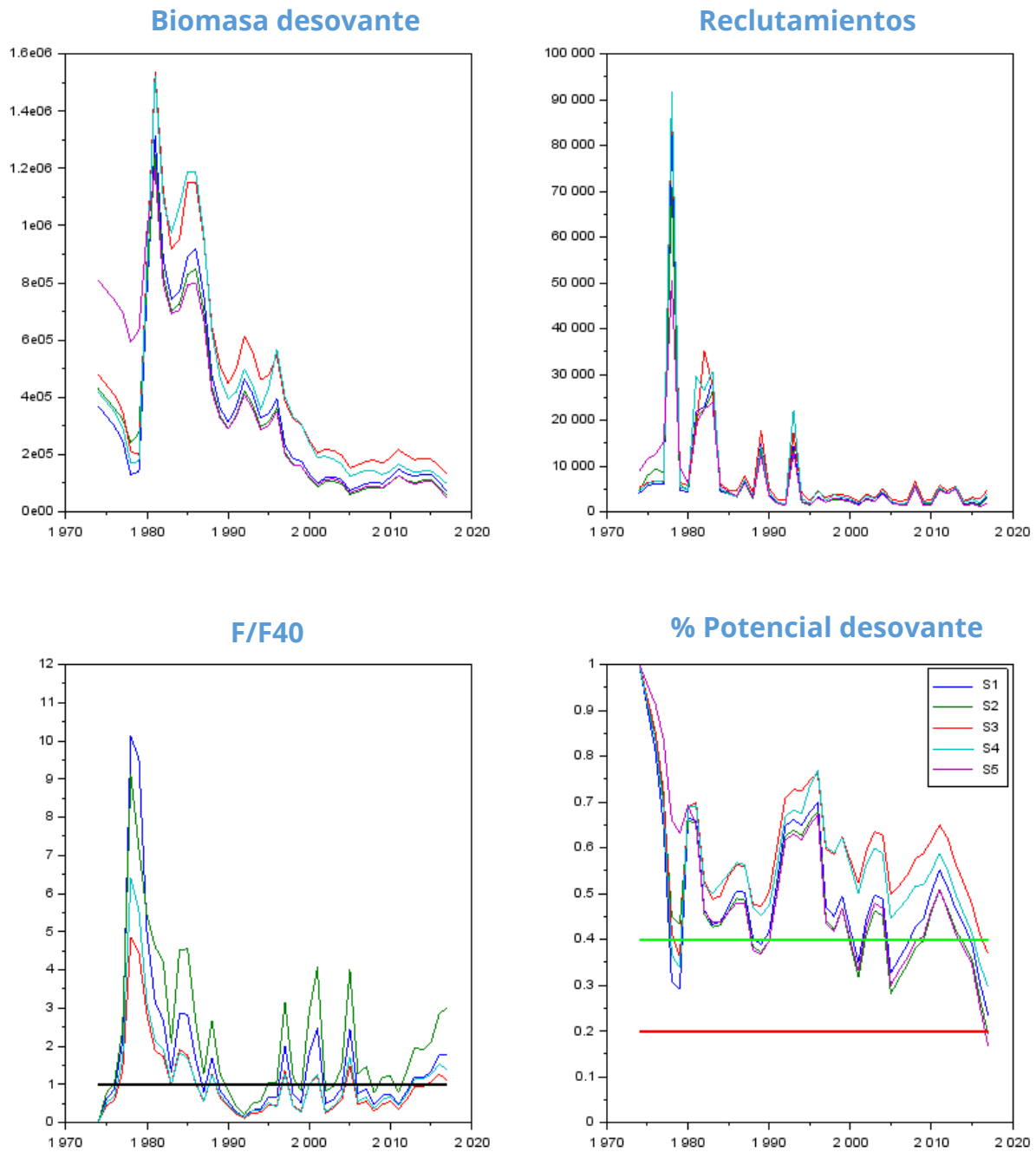
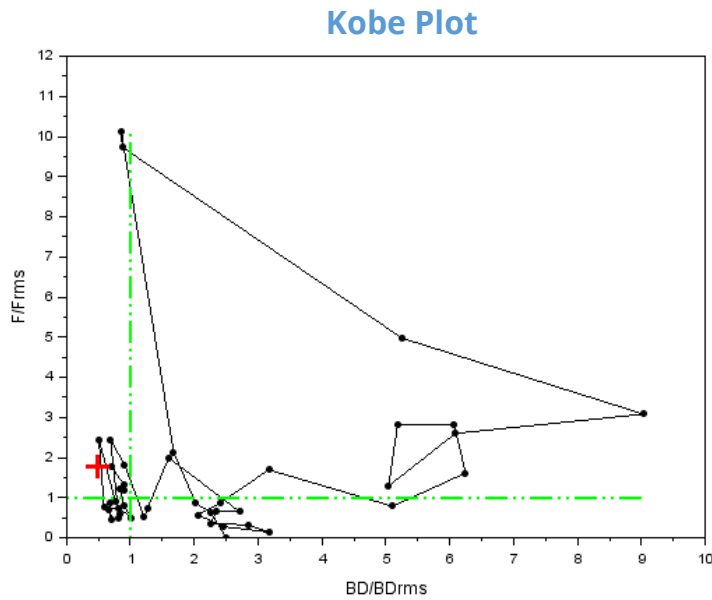


Figura 24. Escenarios de Biomasa, reclutamiento, mortalidad por pesca y potencial desovante del recurso macarela.



**Figura 25.** Diagrama de Kobe del recurso macarela.

## CHUHUECO

Al igual que la macarela, este recurso presenta una larga historia en la pesquería pelágica (desde inicios de los ochentas) con capturas que han sido muy variables. No obstante esto, en promedio estas capturas han ido disminuyendo en respuesta a la reducción poblacional, gatilladas principalmente por los altos niveles de mortalidad por pesca, y en segundo término, por anomalías negativas en los reclutamientos, particularmente entre 2000-2012 (**Figura 26**). Al igual que en los casos anteriores, la biomasa explotable está compuesta en gran medida por individuos inmaduros y se estima en torno a las 60 mil toneladas, mientras no más de 17 mil toneladas corresponderían a individuos adultos (**Tabla 15**). Para el escenario más verosímil, se estima que la mortalidad por pesca ha excedido el criterio de referencia  $F_{40\%}$  en los años más recientes, generando consigo la reducción

poblacional por debajo del punto biológico de referencia ( $11\%B_0$ ). Un análisis de sensibilidad muestra una gran incertidumbre en el valor del potencial reproductivo de este recurso en los últimos años de la serie. Esto también se refleja en los altos y crecientes coeficientes de variación, que llegan 50% hacia el fin del horizonte de evaluación, incrementando por ende los intervalos de confianza al 95% (**Figura 27**).

No obstante lo anterior, el diagrama de Kobe (**Figura 29**) indicaría que la condición más probable del recurso se encuentre en el 1er cuadrante, donde la mortalidad por pesca excede en poco más del doble el valor de referencia ( $F/F_{40}=2.1$ ) y la biomasa se encuentra reducida por debajo del 40% del valor objetivo ( $B/B_{40}<0.4$ ).



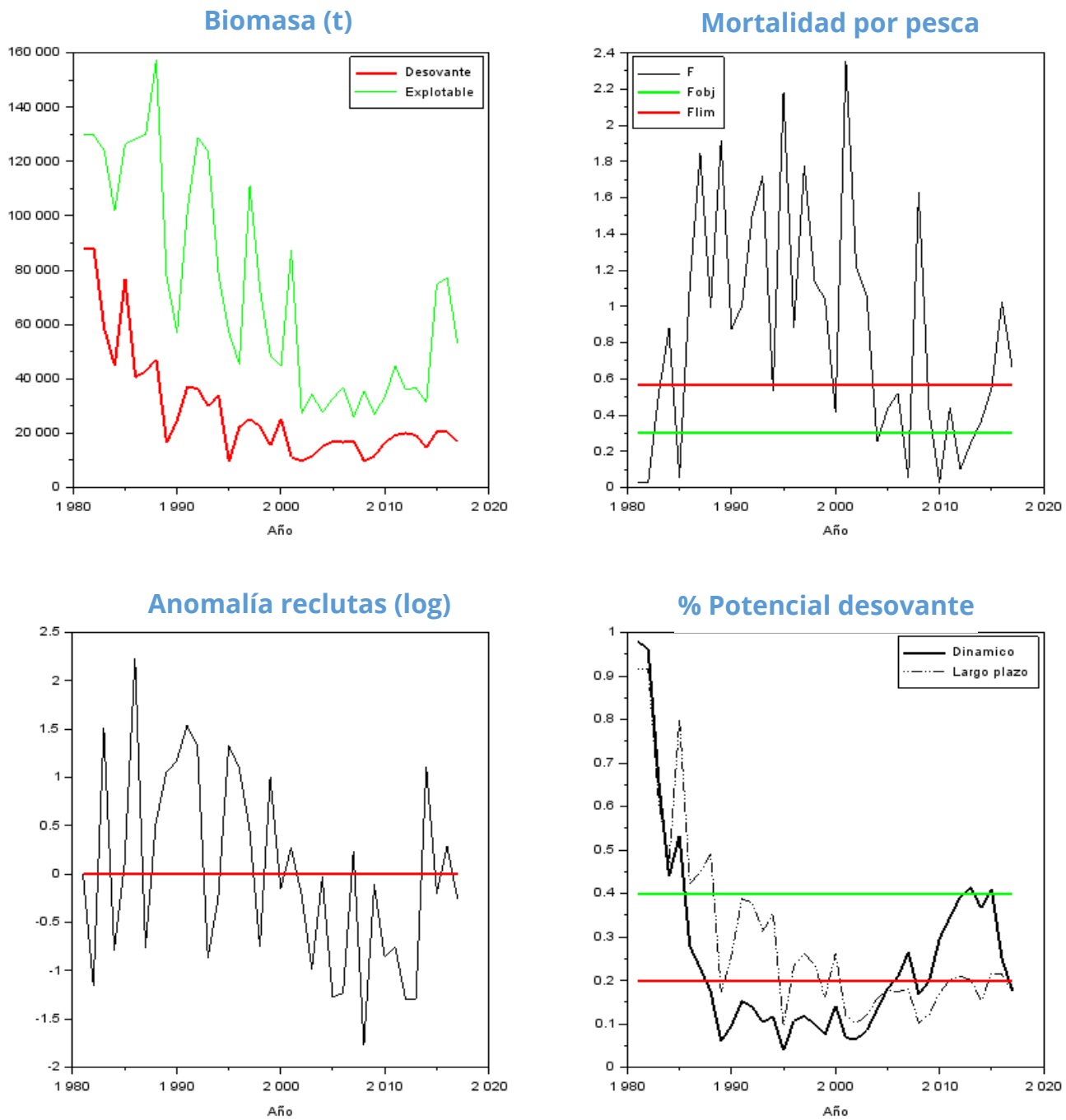
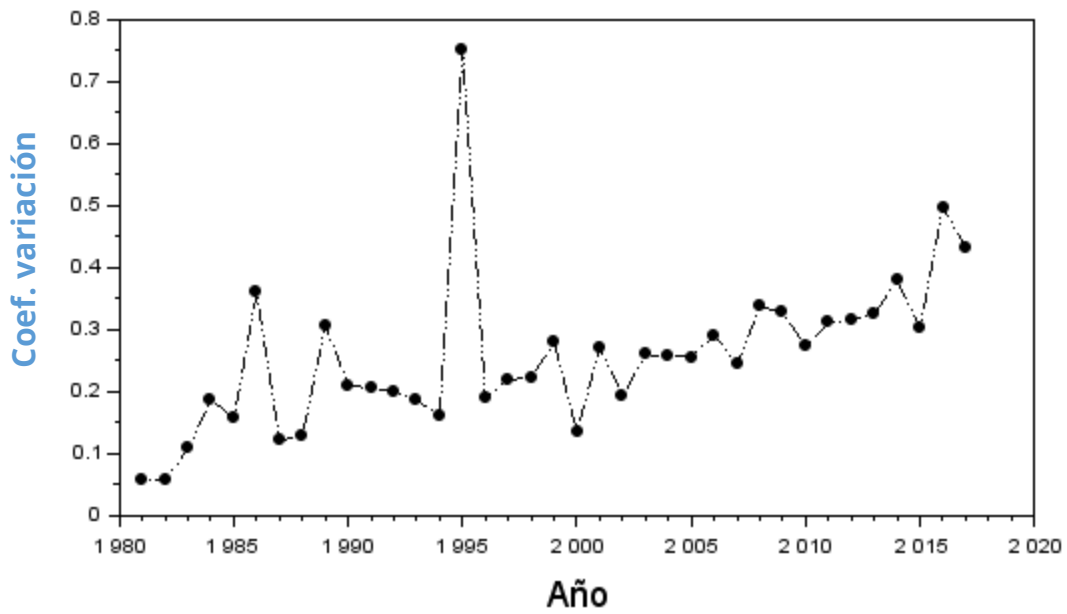
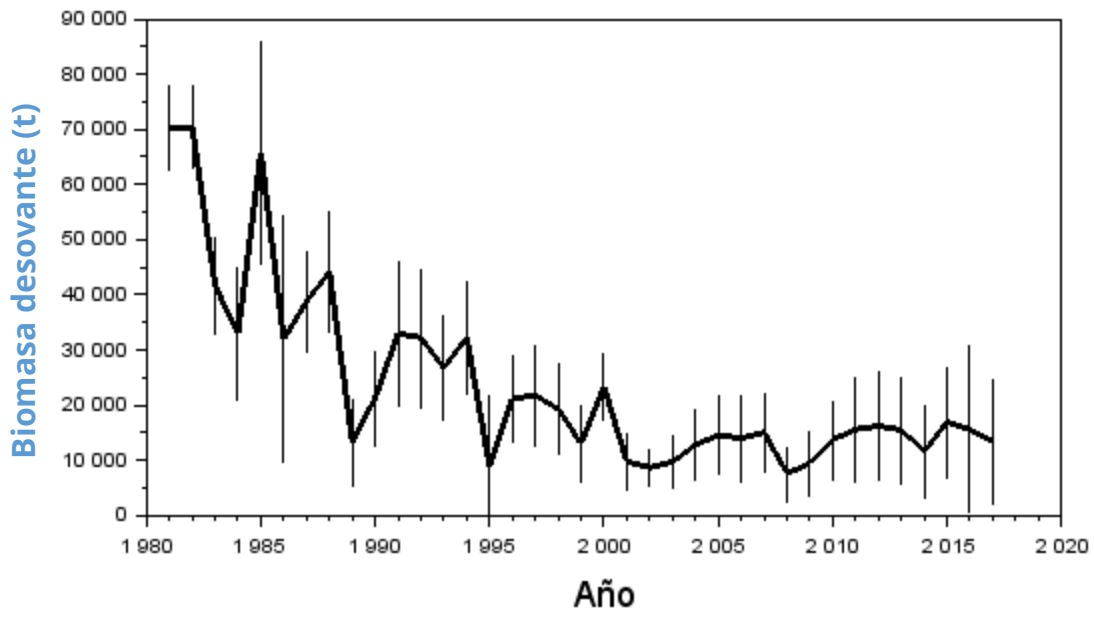


Figura 26. Biomasa, mortalidad por pesca, reclutamiento y potencial desovante del recurso chuhueco.



**Figura 27.** Intervalos de confianza al 95% (barras verticales) y coeficiente de variación de la biomasa desovante del recurso chuhueco.

**Tabla 15.** Principales indicadores poblaciones del recurso chuhueco para los últimos 10 años.

Año	Reclutas (#)	B. explotable (t)	B. desovante (t)	F	%B0
1997	1,876	110,960	25,175	1.776	0.117
1998	634	72,536	22,454	1.138	0.100
1999	3,710	48,462	15,428	1.037	0.075
2000	1,157	44,556	25,184	0.418	0.142
2001	1,685	87,139	11,266	2.353	0.068
2002	1,104	27,361	9,696	1.214	0.065
2003	456	34,252	11,445	1.055	0.084
2004	1,144	27,683	15,189	0.253	0.133
2005	342	32,805	17,068	0.433	0.181
2006	374	36,831	16,673	0.521	0.208
2007	1,656	25,904	17,165	0.053	0.264
2008	221	35,463	9,714	1.627	0.168
2009	1,165	27,014	11,618	0.424	0.198
2010	499	33,388	16,440	0.028	0.295
2011	576	44,721	19,278	0.439	0.345
2012	357	35,966	20,028	0.099	0.392
2013	364	36,757	19,235	0.245	0.413
2014	4,048	31,446	14,671	0.365	0.366
2015	1,089	74,747	20,542	0.547	0.410
2016	1,697	77,072	20,438	1.022	0.250
2017	1,033	52,903	16,859	0.661	0.177

Puntos Biológicos de Referencia:  $F_{rms}=F40\%=0.30$ ;  $B0=95845$  t;  $40\%B0=38338$  t

**Tabla 16.** Resumen de los principales indicadores poblacionales estimados del modelo integrado MESTOCK a los datos de chuhueco. En negrilla se destaca el escenario más verosímil.

Escenario	BD <sub>0</sub> (t)	BD <sub>rms</sub> (t)	F <sub>rms</sub>	F <sub>lim</sub>	%B <sub>0</sub>	BD(t)	F	LL <sub>total</sub>
1	95,846	38,338	0.302	0.564	0.177	16,859	0.661	3058
2	139,240	55,696	0.193	0.316	0.295	33,071	0.419	3069
3	150,185	60,074	0.256	0.453	0.554	93,732	0.164	1560
4	136,963	54,785	0.255	0.451	0.563	98,130	0.155	3134
5	100,430	40,172	0.395	0.786	0.133	13,112	1.024	<b>2994</b>

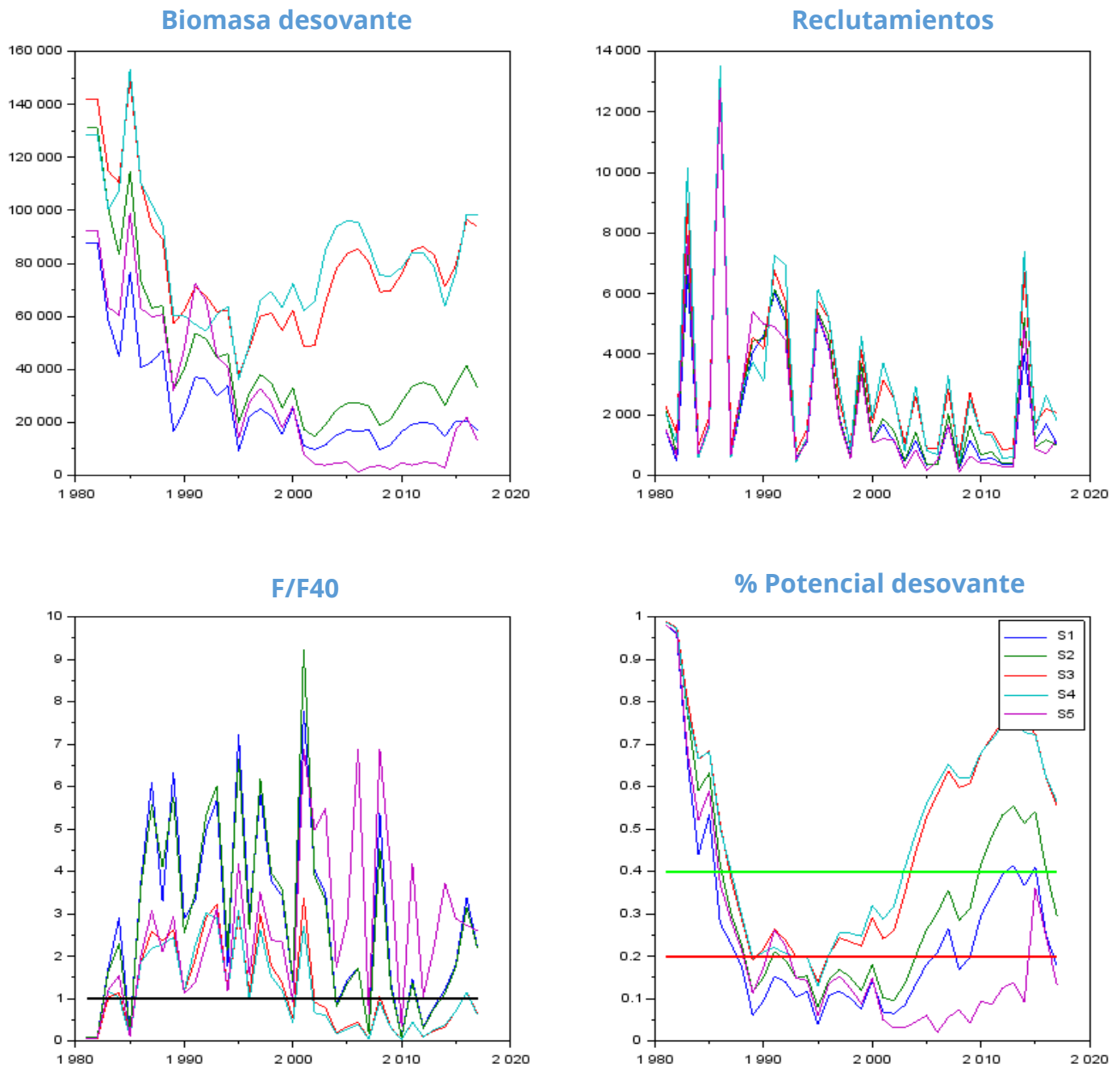
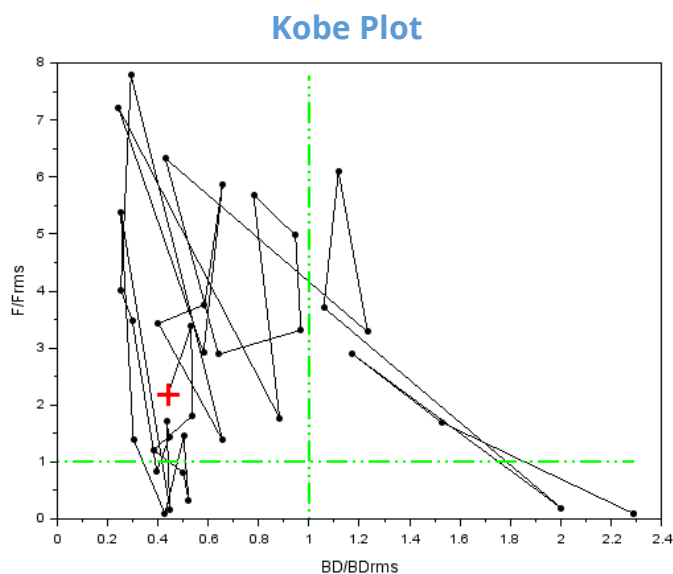


Figura 28. Escenarios de biomasa, reclutamiento, mortalidad por pesca y potencial desovante del recurso chuhueco.



**Figura 29.** Diagrama de Kobe del recurso chuhueco.

Es otro de los recursos tradicionales de las pesquerías de pelágicos pequeños, con más de 40 años de historia. Al igual que la macarela, se estima que gran parte de su variabilidad y disminución poblacional se ha debido a los cambios de escala en los reclutamientos sucedido a mediados de la década de los noventa, situación que parece haber cambiado. Durante la última década, la mortalidad por pesca ha variado oscilatoriamente por sobre el valor de referencia, mientras la biomasa desovante de este recurso ha mantenido su disminución (**Figura 30**). La biomasa desovante se estima en torno a las 30 mil toneladas y por debajo del valor de referencia  $40\%B_0$  en la mayoría de los casos analizados (**Tabla 17-18**). La precisión en estas estimaciones es alta, lo cual se refleja en coeficientes de variación por debajo del 20% e intervalos de confianza muy ajustados al valor central (**Figura 31**).

El diagrama de Kobe (**Figura 33**) muestra que la condición del recurso está en el 1er cuadrante, donde la mortalidad por pesca excede en 1,5 veces el valor de referencia ( $F/F_{40}=1.5$ ) y la biomasa se encuentra reducida al 50% del valor de referencia ( $B/B_{40}=0.5$ ).

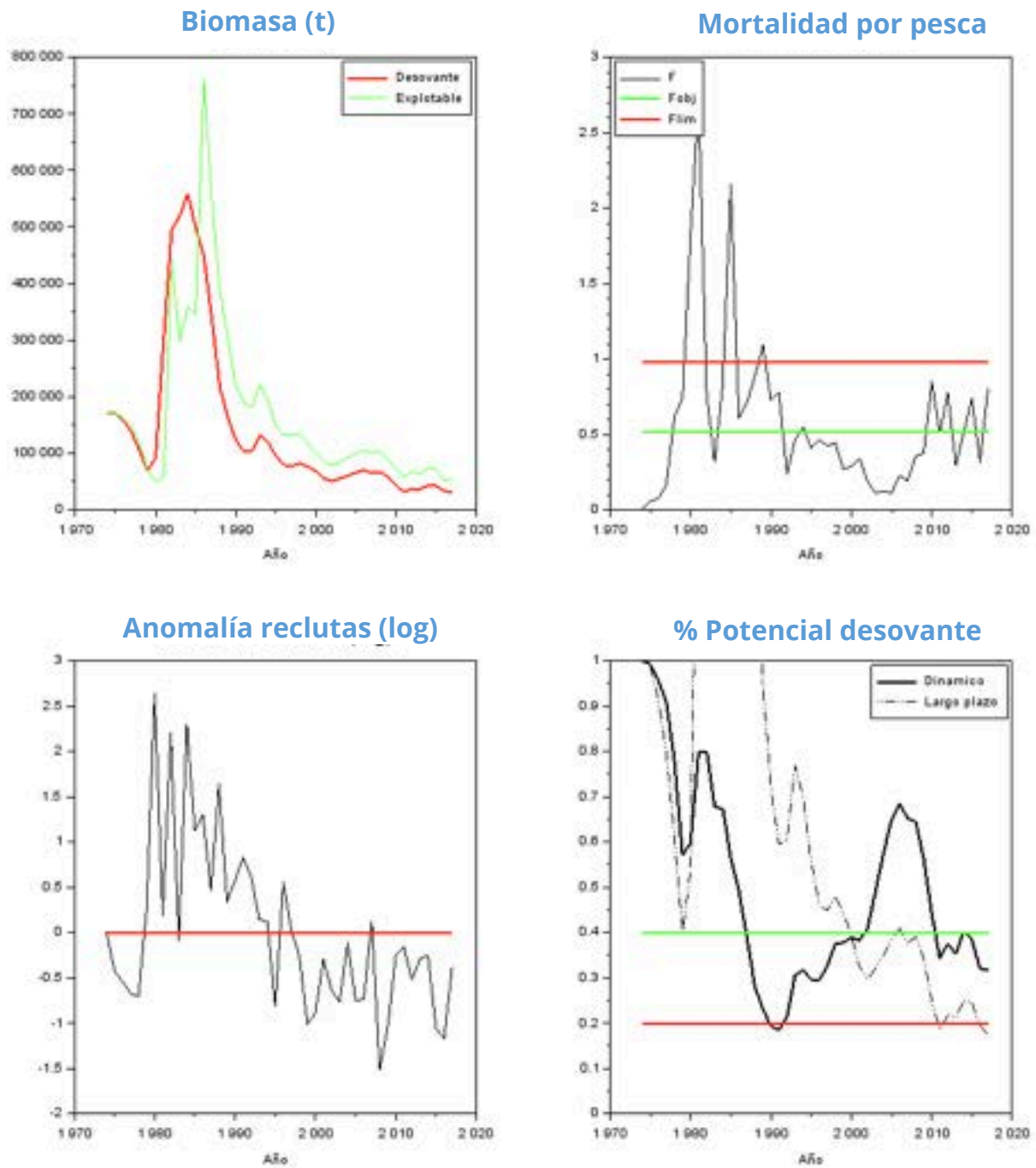
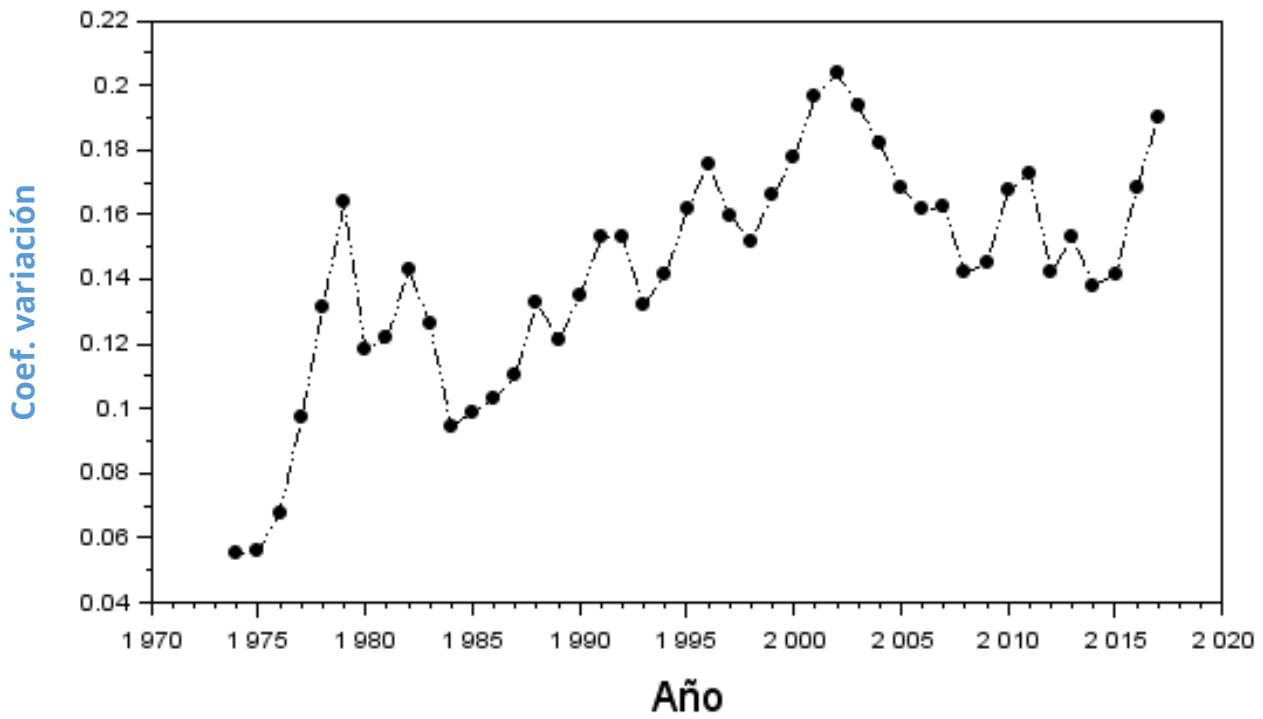
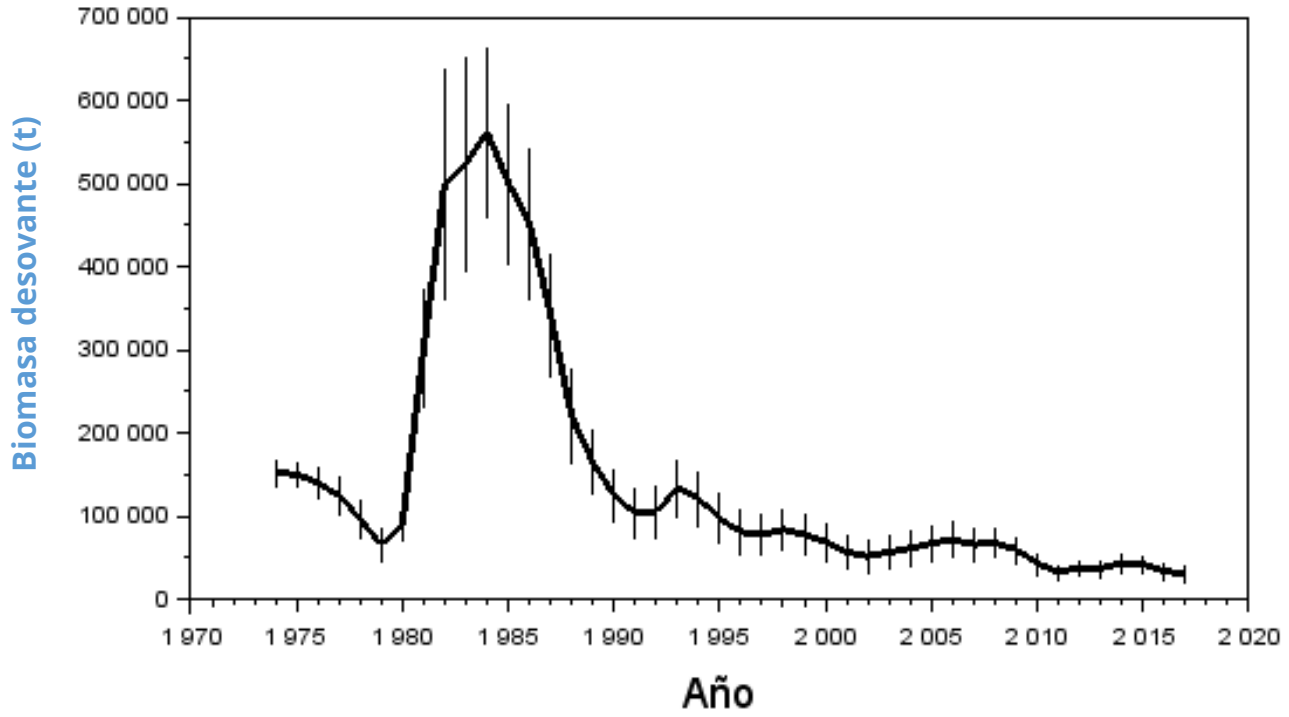


Figura 30. Biomasa, mortalidad por pesca, reclutamiento y potencial desovante del recurso pinchagua.



**Figura 31.** Intervalos de confianza al 95% (barras verticales) y coeficiente de variación de la biomasa desovante del recurso pinchagua.

**Tabla 17.** Principales indicadores poblaciones del recurso pinchagua para los últimos 10 años.

Año	Reclutas (#)	B. explotable (t)	B. desovante (t)	F	%B0
1997	1,031	130,721	76,750	0.422	0.326
1998	771	135,999	82,261	0.444	0.375
1999	363	116,071	76,094	0.270	0.377
2000	412	99,824	67,764	0.287	0.388
2001	744	85,275	55,621	0.343	0.382
2002	524	78,701	50,671	0.191	0.407
2003	454	83,661	55,151	0.110	0.490
2004	860	92,192	59,787	0.125	0.575
2005	462	99,656	66,141	0.111	0.647
2006	468	104,569	70,075	0.228	0.685
2007	1,122	100,959	64,815	0.193	0.651
2008	219	103,455	66,842	0.357	0.645
2009	350	89,174	58,981	0.375	0.562
2010	773	72,221	42,582	0.850	0.442
2011	839	58,386	31,848	0.508	0.342
2012	563	68,592	37,163	0.780	0.376
2013	691	63,155	36,475	0.295	0.351
2014	730	75,025	43,010	0.515	0.403
2015	325	71,735	41,770	0.739	0.383
2016	296	52,791	33,412	0.313	0.319
2017	645	52,651	29,822	0.805	0.318

Puntos Biológicos de Referencia:  $F_{rms} = F_{40\%} = 0.51$ ;  $B_0 = 171590$  t;  $40\%B_0 = 68636$  t

**Tabla 18.** Resumen de los principales indicadores poblacionales estimados del modelo integrado MESTOCK a los datos de pinchagua. En negrilla se destaca el escenario más verosímil.

Escenario	$BD_0$ (t)	$BD_{rms}$ (t)	$F_{rms}$	$F_{lim}$	% $B_0$	BD(t)	F	LL_total
1	171,590	68,636	0.513	0.979	0.318	29,822	0.805	9017
2	230,840	92,336	0.387	0.637	0.275	24,338	1.082	9024
3	241,869	96,748	0.376	0.680	0.466	54,682	0.371	4548
4	206,943	82,777	0.417	0.771	0.381	38,914	0.545	9161
5	165,033	66,013	0.570	1.117	0.280	24,969	1.030	<b>9015</b>



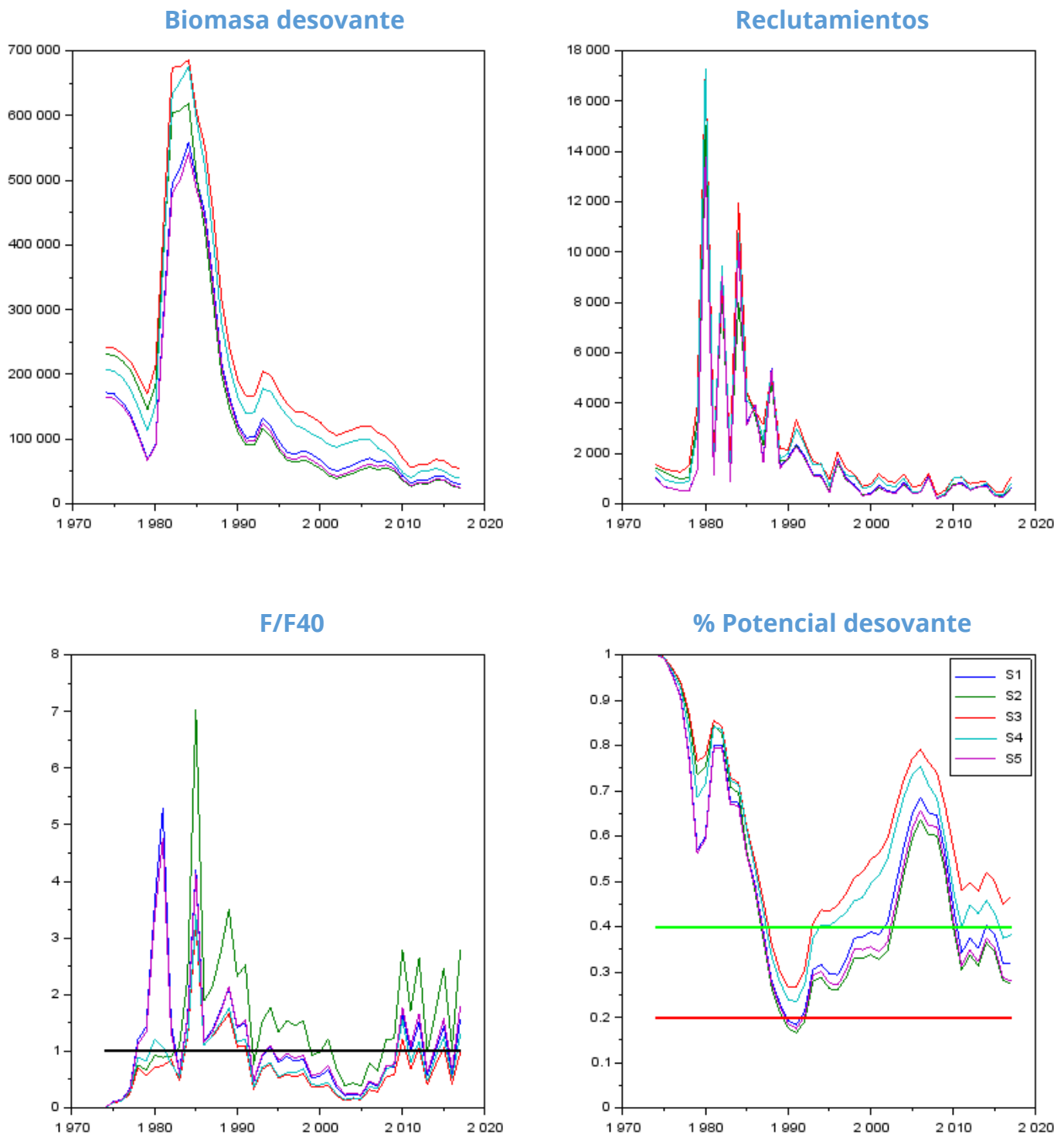


Figura 32. Escenarios de Biomasa, reclutamiento, mortalidad por pesca y potencial desovante del recurso pinchagua.

### Kobe Plot

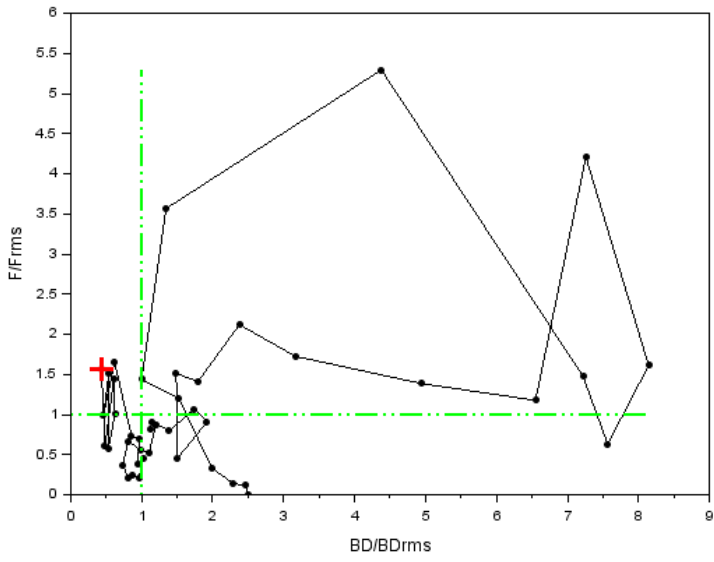


Figura 33. Diagrama de Kobe del recurso pinchagua.

# CONCLUSIONES

---

A falta de mayor conocimiento sobre la distribución y dinámica de algunos recursos de interés, se supuso que estos constituyen unidades poblacionales cerradas en aguas ecuatorianas. En este escenario las capturas son las principales responsables en la disminución de la biomasa desovante por medio de la remoción de los individuos más grandes. Existe incertidumbre en la magnitud de capturas reales de estos recursos, lo cual se extiende a los resultados obtenidos. Una forma de abordar esta problemática fue prescindir de la magnitud de las capturas e implementar un análisis de dinámica en equilibrio en base a la información de las composiciones de tallas. Complementariamente y para las especies más relevantes, se aplicó un análisis integrado donde se consideraron las series de desembarques, índice de abundancia (CPUE), composiciones de tallas y parámetros biológicos. En este sentido y sin perjuicio que la totalidad de las especies fueron evaluadas mediante el modelo estructurado en equilibrio MODACT, dada la calidad y suficiencia de datos, solo los recursos botella, macarela, pinchagua y chuhueco fueron analizadas por medio del modelo integrado a la talla (MESTOCK).

La aplicación de los distintos enfoques metodológicos permitió explorar la consistencia de los datos disponibles y distintas fuentes de incertidumbre. La incertidumbre estructural fue explorada en la forma de escenarios de análisis, y en varios de estos recursos se pudo advertir que los datos son informativos respecto de los procesos poblacionales. Uno de los resultados más notables es el hecho que, e independientemente de los efectos de la mortalidad por pesca, algunas de las poblaciones de pelágicos pequeños del Ecuador analizados han sufrido reducciones naturales producto de cambios en la escala del reclutamiento. Estos cambios fueron observados en macarela, chuhueco y pinchagua, y se estima que un nuevo régimen de baja productividad se habría iniciado hacia fines de los noventa. En todos los casos analizados e independientemente de los supuestos y modelos de análisis, los resultados mostraron que estas pesquerías se encontrarían deprimidas y en proceso de sobrepesca, lo cual significa que, agravado por la disminución de los reclutamientos, la mortalidad por pesca excede valores de referencia y las capturas remueven más biomasa de lo que la población es capaz de producir de manera natural.

Las pesquerías de pelágicos pequeños del Ecuador no han sido manejadas con límites máximos de capturas, y no obstante los períodos de veda, esta medida por sí sola no ha logrado mitigar los efectos de incrementos del esfuerzo de pesca sobre las poblaciones. Una pesquería de alto valor como esta y sin control de capturas, resulta muy proclive a estados de sobrepesca. Como consecuencia de lo anterior, la biomasa desovante en la mayoría de los recursos analizados se ha reducido por debajo de un valor de referencia, condición que a menudo es definida como sobre-explotación. Esto se ve agravado por el hecho que gran parte de la captura está constituida por individuos que aún no han alcanzado la talla de primera madurez.

De acuerdo con los resultados obtenidos, para fines de manejo se recomienda considerar las estimaciones del modelo MODACT en aquellas especies donde se tenga mayor incertidumbre respecto de la información histórica como son los índices de abundancia, composiciones de tallas y las estimaciones de capturas totales. Del mismo modo, un modelo integrado como MESTOCKL podría servir de base para generar estimaciones históricas de la productividad poblacional y de los efectos de la pesca. Al respecto, cabe destacar a manera referencial, que las estimaciones de biomasa acústica 2018 en la zona de Guayaquil superaron 1,4 millones de toneladas, siendo la botella y macarela las especies más importantes. No obstante que estas estimaciones no fueron

incluidas formalmente en la evaluación de stock, estas superaron respectivamente en más de 10 y 2,5 veces las estimaciones de biomasa explotable 2017, estimadas a través del modelo integrado de evaluación. Ésta notable discrepancia debería ser investigada y abordada como parte de las futuras tareas de investigación. Independientemente del modelo, ambos son potencialmente útiles para dirigir acciones de manejo en pesquerías pelágicas del Ecuador.

En estos análisis se debe reforzar la distribución espacial de los recursos con el objeto de considerar el eventual riesgo de sesgo en las estimaciones debido a patrones migratorios. Por ejemplo, si en las composiciones de tallas no se observan los adultos, esto puede ser también explicado por una estratificación poblacional espacial por edades por migraciones ontogenéticas. Estos aspectos deberían ser revisados y verificar si la zona de desove son recurrentes en el radio de distribución de la flota. Del mismo modo, los esfuerzos futuros de investigación deberían propender a establecer el modelo conceptual del ciclo biológico de las especies analizadas. Esto debería considerar tanto los parámetros biológicos como la distribución espacial y sus límites. Es relevante comprender si las composiciones de tallas de las capturas están influenciadas por patrones migratorios no identificados. Del mismo modo, resulta fundamental establecer críticas documentadas respecto de los índices de abundancia generados y su disociación con el efecto “disponibilidad”. La crítica sobre los resultados genera hipótesis de trabajo y los supuestos deberían ser contrastados tanto con la consistencia de otras fuentes de información (p. ej. composiciones de tallas) como posibles fuentes de sesgo en las estimaciones (p. ej. cambios en eficiencia, migraciones, etc).

Los desafíos de corto plazo son establecer objetivos de manejo pesquero claros y desarrollar estrategias de explotación que permitan alcanzar la recuperación de estas poblaciones. El monitoreo y seguimiento de indicadores biológico pesqueros debe mejorar en varios aspectos y orientarlo en función de estos objetivos. Frente a las diversas fuentes de incertidumbre identificadas en este trabajo, las estrategias de explotación más robustas a la incertidumbre deberían ser identificadas en el marco de análisis de evaluación de estrategias de manejo/explotación [“Management Strategy Evaluation (MSE)”]. En este contexto y junto a los administradores, usuarios y científicos, se deberían diseñar, proponer y evaluar distintas reglas de decisión de capturas por medio de técnicas de simulación (MSE). La participación de todos los usuarios de la pesquería permite no solo generar acuerdos sobre las decisiones, sino también afianzar confianzas durante todo el proceso de manejo pesquero.

# 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. 2016. Evaluación de stock. Procesamiento y análisis. C. M. Canales. In: Evaluación directa del recurso juliana (*Tawera gayi*) en el mar interior de Chiloé e Islas desiertas, región de Los Lagos. Informe Final. Proyecto FIPA 2014-20. Instituto de Fomento Pesquero. 304 p.
- Canales, C. 2019a. Fortalecimiento de competencias en metodologías de evaluación de stock para científicos y técnicos del Instituto Nacional de Pesca: Desarrollo de evaluación de stock de peces pelágicos pequeños en la costa continental ecuatoriana. Primer Informe de Avance. Guayaquil, Ecuador, 14 de Febrero 2019: 24 pp.
- Canales, C. 2019b. Fortalecimiento de competencias en metodologías de evaluación de stock para científicos y técnicos del Instituto Nacional de Pesca: Desarrollo de evaluación de stock de peces pelágicos pequeños en la costa continental ecuatoriana. Segundo Informe de Avance. Guayaquil, Ecuador, 28 de Febrero 2019: 53 pp.
- Canales, C. 2015. Informe de Curso-Taller “Re-visión 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. 2015. Revisión de la Evaluación de Stock de Pez Palo (*Percophis brasiliensis*) en el ecosistema costero bonaerense al norte de los 39° S. Argentina. Informe Final Curso-Taller. INIDEP, Mar del Plata, Argentina, 5-10 julio 2015: 41 pp.
- Canales, C, M. Peralta y V. Jurado 2014. Evaluación de la Población de Pinchagua (*Ophistonema* sp) en aguas Ecuatorianas. Boletín Especial Año 4 N°3, Instituto Nacional de Pesca del Ecuador INP, ISSN 1390-6690): 50 pp.
- Canales, C. M. , N. A. Adasme, L. A. Cubillos, M. J. Cuevas, and N. Sanchez. 2018. Long-time spatio-temporal variations in anchovy (*Engraulis ringens*) biological traits off northern Chile: an adaptive response to long-term environmental change?. ICES Journal of Marine Science, 75 (6): 1908–1923.
- Canales, C. M., N. Barahona, P. Araya, J. Cavieres, G. Muñoz, C. Techeira, 2013. Evaluación de la población de almeja (*Venus antiqua*) explotada en la bahía de Ancud, Chiloé, 1965-2011. Reporte Técnico Instituto de Fomento Pesquero, Programa de Seguimiento de las Pesquerías Bentónicas, 2013: 48 pp.
- Canales, C. M., C. Hurtado, C. Techeira. 2018. Implementing a model for data-poor fisheries based on steepness of the stock-recruitment relationship, natural mortality and local perception of population depletion. The case of the kelp *Lessonia berteroana* on coasts of north-central Chile. Fisheries Research 198 (2018) 31–42.

- 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.
- Froese, R. and D. Pauly. Editores. 2019. FishBase. World Wide Web electronic publication [www.fishbase.org.version](http://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>.
- Hurtado, M. 2019. Oceanografía. Instituto Nacional de Pesca Ecuador. Presentación pptx. 7pp.
- HYCOM. 2019. [http://ncss.hycom.org/thredds/ncss/grid/GLBa0.08/expt\\_91.2/dataset.html](http://ncss.hycom.org/thredds/ncss/grid/GLBa0.08/expt_91.2/dataset.html).
- INOCAR. 2015. Atlas Marino Costero del Ecuador
- Jurado, V. 2019. Programa Peces pelágicos pequeños. Instituto Nacional de Pesca Ecuador. Presentación pptx. 9pp.
- 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.
- 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.
- Romero, A y M. Hurtado 2019. Evaluación poblacional de Peces pelágicos pequeños por métodos directos (Cruceros de prospección Hidroacústica). Instituto Nacional de Pesca Ecuador. Presentación pptx. 20pp.

# Anexo A. Modelos Lineales Generalizados (GLM) ajustado a los datos de bitácoras de pesca de pelágicos pequeños del Ecuador

**Tabla A1.** Análisis de devianza en dos modelos GLM aplicados a datos de rendimientos diarios de trompeta.

Analysis of Deviance Table

Model: gaussian, link: identity

Response: log(Captura)

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL		3476.4	3472		
Zona 2	2	2.023	3470	3474.4	0.3314
year 13	13	148.564	3457	3325.8	<2e-16 ***
buque 3	3	162.319	3454	3163.5	<2e-16 ***

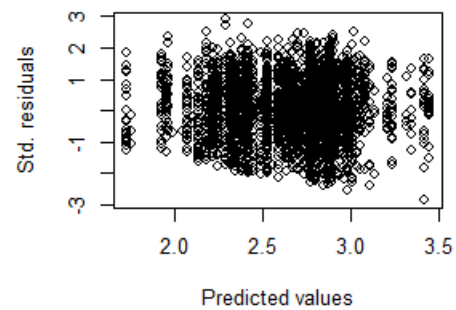
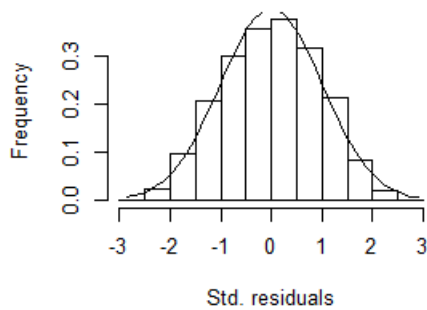
Model: Gamma, link: identity

Response: log(Captura)

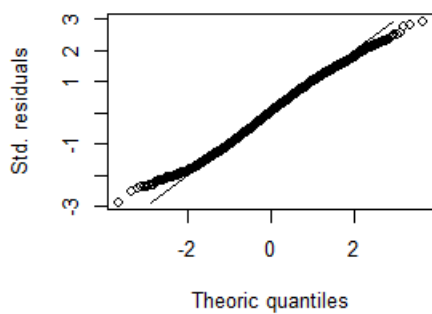
Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL		636.10	3472		
Zona 2	2	0.2935	3470	635.81	0.3443
year 13	13	21.2634	3457	614.55	<2e-16 ***
buque 3	3	25.0643	3454	589.48	<2e-16 ***

## Histogram of Residuals



## Normal Q-Q Plot



**Figura A1.** Medidas de diagnóstico del modelo GLM aplicado a datos de rendimientos diarios de trompeta

**Tabla A2.** Coeficientes del modelo GLM aplicado a los datos de rendimientos diarios de trompeta.

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t )
(Intercept)	3.07194	0.32268	9.520	< 2e-16 ***
Zona2	-0.28528	0.30648	-0.931	0.352014
Zona3	-0.31407	0.30645	-1.025	0.305498
year2004	-0.38146	0.12815	-2.977	0.002935 **
year2005	-0.48974	0.15785	-3.103	0.001934 **
year2006	-0.36739	0.11386	-3.227	0.001263 **
year2008	-0.56764	0.13357	-4.250	2.20e-05 ***
year2009	-0.54036	0.11850	-4.560	5.29e-06 ***
year2010	-0.43398	0.12313	-3.525	0.000430 ***
year2011	-0.68317	0.12276	-5.565	2.82e-08 ***
year2012	-0.31260	0.12937	-2.416	0.015732 *
year2013	-0.62368	0.12845	-4.855	1.26e-06 ***
year2014	-0.79590	0.14083	-5.651	1.72e-08 ***
year2015	-0.83041	0.12078	-6.876	7.30e-12 ***
year2016	-0.43902	0.11285	-3.890	0.000102 ***
year2017	-1.03078	0.12977	-7.943	2.65e-15 ***
buque2	0.45164	0.04361	10.357	< 2e-16 ***
buque3	0.56157	0.05267	10.662	< 2e-16 ***
buque4	0.66127	0.05841	11.321	< 2e-16 ***

---

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.9158866)

Null deviance: 3476.4 on 3472 degrees of freedom  
 Residual deviance: 3163.5 on 3454 degrees of freedom  
 AIC: 9571.7

**Tabla A3.** Análisis de devianza en dos modelos GLM aplicados a datos de rendimientos diarios de macarela.

Analysis of Deviance Table

Model: gaussian, link: identity

Response: log(Captura)

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL		27632	33384		
Zona 2	259.09	27630	33125	< 2.2e-16	***
year 33	2564.12	27597	30561	< 2.2e-16	***
buque 4	885.80	27593	29675	< 2.2e-16	***

Model: Gamma, link: identity

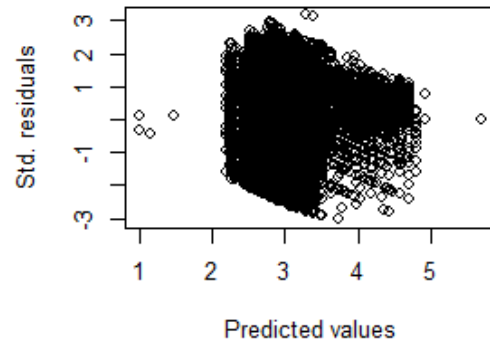
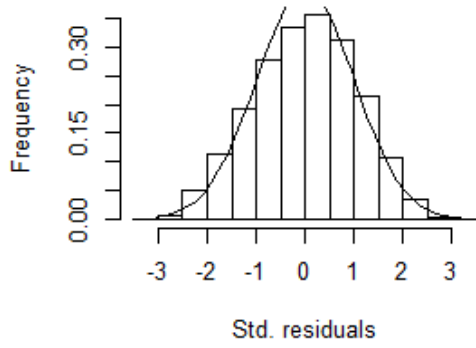
Response: log(Captura)

Terms added sequentially (first to last)

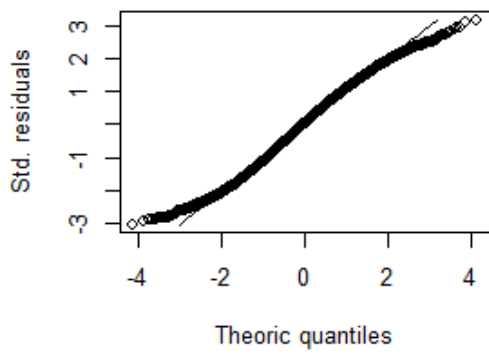
	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL		27632	4862.0		
Zona 2	29.796	27630	4832.2	< 2.2e-16	***
year 33	257.410	27597	4574.8	< 2.2e-16	***
buque 4	101.963	27593	4472.8	< 2.2e-16	***



### Histogram of Residuals



### Normal Q-Q Plot



**Figura A2.** Medidas de diagnóstico del modelo GLM aplicado a datos de rendimientos diarios de macarela.

**Tabla A4.** Coeficientes del modelo GLM aplicado a los datos de rendimientos diarios de macarela

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t )	
(Intercept)	2.2524611	0.3565949	6.317	2.71e-10	***
Zona2	1.5249497	0.3473179	4.391	1.13e-05	***
Zona3	1.3069159	0.3472053	3.764	0.000167	***
year1983	0.1719934	0.1709254	1.006	0.314305	
year1985	0.5169724	0.1223639	4.225	2.40e-05	***
year1986	0.3891346	0.1275299	3.051	0.002281	**
year1987	0.0005109	0.1491397	0.003	0.997267	
year1988	0.2929705	0.1431612	2.046	0.040723	*
year1989	-0.1998967	0.1457761	-1.371	0.170305	
year1990	0.1461984	0.1781082	0.821	0.411744	
year1991	-0.3255674	0.1623507	-2.005	0.044937	*
year1992	-0.4792204	0.2326187	-2.060	0.039397	*
year1993	-0.3018290	0.2367989	-1.275	0.202454	
year1994	-0.5106799	0.2412135	-2.117	0.034258	*
year1995	-0.2649031	0.1919967	-1.380	0.167682	
year1997	-0.0880117	0.1171703	-0.751	0.452573	
year1998	1.4097686	1.0416198	1.353	0.175927	
year1999	-0.3700234	0.2628039	-1.408	0.159147	
year2000	-0.7772168	0.1006083	-7.725	1.15e-14	***
year2001	-0.7721750	0.1497361	-5.157	2.53e-07	***
year2002	-1.1690193	0.1767693	-6.613	3.83e-11	***
year2003	-1.0846757	0.1720375	-6.305	2.93e-10	***
year2004	-0.9325521	0.1000171	-9.324	< 2e-16	***
year2005	-0.9022029	0.0980957	-9.197	< 2e-16	***
year2006	-1.0920842	0.1004060	-10.877	< 2e-16	***
year2007	-0.8866298	0.1807762	-4.905	9.42e-07	***
year2008	-1.3652297	0.1019094	-13.397	< 2e-16	***
year2009	-1.2447044	0.1002131	-12.421	< 2e-16	***
year2010	-1.2880632	0.0991314	-12.993	< 2e-16	***
year2011	-1.1055379	0.1020992	-10.828	< 2e-16	***
year2012	-0.9275005	0.0997843	-9.295	< 2e-16	***
year2013	-0.9086271	0.0986967	-9.206	< 2e-16	***
year2014	-1.2233209	0.0990875	-12.346	< 2e-16	***
year2015	-1.3020754	0.0983163	-13.244	< 2e-16	***
year2016	-1.1110562	0.0985145	-11.278	< 2e-16	***
year2017	-1.2860881	0.0991639	-12.969	< 2e-16	***
buque2	0.2554802	0.0305226	8.370	< 2e-16	***
buque3	0.5166031	0.0316030	16.347	< 2e-16	***
buque4	0.6285194	0.0320475	19.612	< 2e-16	***
buqueno registrado	2.0089084	1.0376188	1.936	0.052869	.

---

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 1.075467)

Null deviance: 33384 on 27632 degrees of freedom

Residual deviance: 29675 on 27593 degrees of freedom

AIC: 80471

**Tabla A5.** Análisis de devianza en dos modelos GLM aplicados a datos de rendimientos diarios de corbata.

Analysis of Deviance Table

Model: gaussian, link: identity

Response: log(Captura)

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL		4613	4928.8		
Zona 1	0.944	4612	4927.8	0.3306	
year 13	272.437	4599	4655.4	< 2.2e-16	***
buque 3	71.605	4596	4583.8	1.761e-15	***

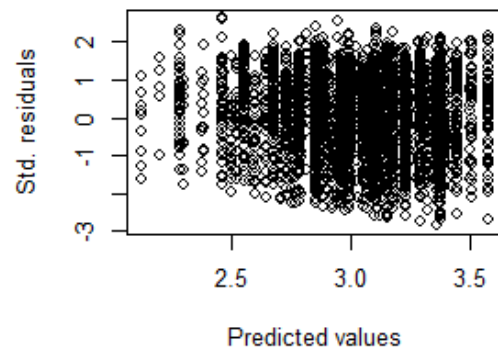
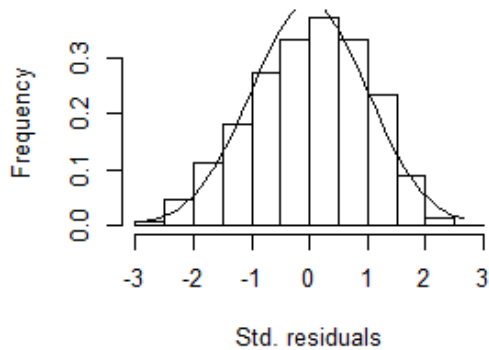
Model: Gamma, link: identity

Response: log(Captura)

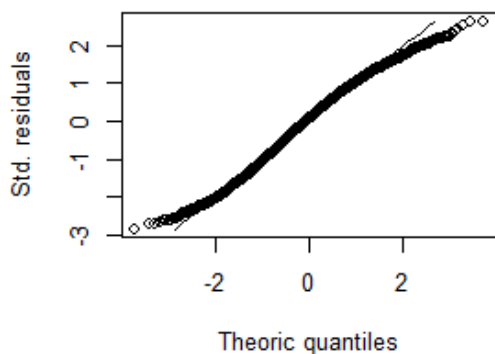
Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL		4613	689.87		
Zona 1	0.1040	4612	689.76	0.3335	
year 13	31.0086	4599	658.76	< 2.2e-16	***
buque 3	7.6214	4596	651.13	8.91e-15	***

**Histogram of Residuals**



**Normal Q-Q Plot**



**Figura A3.** Medidas de diagnóstico del modelo GLM aplicado a datos de rendimientos diarios de corbata

**Tabla A6.** Coeficientes del modelo GLM aplicado a los datos de rendimientos diarios de corbata.

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t )
(Intercept)	3.10738	0.08272	37.567	< 2e-16 ***
Zona3	0.08307	0.03817	2.176	0.02958 *
year2004	-0.20168	0.19966	-1.010	0.31248
year2005	-0.14902	0.17062	-0.873	0.38251
year2006	-0.99158	0.18157	-5.461	4.98e-08 ***
year2008	-0.81639	0.26681	-3.060	0.00223 **
year2009	-0.61391	0.11062	-5.550	3.02e-08 ***
year2010	-0.39761	0.13369	-2.974	0.00295 **
year2011	-0.37762	0.13131	-2.876	0.00405 **
year2012	-0.18788	0.07936	-2.367	0.01796 *
year2013	-0.40413	0.07376	-5.479	4.50e-08 ***
year2014	-0.63924	0.08486	-7.532	5.96e-14 ***
year2015	-0.91225	0.09797	-9.312	< 2e-16 ***
year2016	-0.13357	0.07139	-1.871	0.06140 .
year2017	-0.51875	0.07329	-7.078	1.68e-12 ***
buque2	0.17758	0.04248	4.181	2.96e-05 ***
buque3	0.32057	0.04620	6.938	4.52e-12 ***
buque4	0.39405	0.05404	7.291	3.60e-13 ***

---

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.9973465)

Null deviance: 4928.8 on 4613 degrees of freedom  
 Residual deviance: 4583.8 on 4596 degrees of freedom  
 AIC: 13102

**Tabla A7.** Análisis de devianza en dos modelos GLM aplicados a datos de rendimientos diarios de picudillo.

Analysis of Deviance Table

Model: gaussian, link: identity

Response: log(Captura)

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL		11555	13778		
Zona 2	99.44	11553	13679	< 2.2e-16	***
Year 13	999.67	11540	12679	< 2.2e-16	***
buque 4	471.78	11536	12207	< 2.2e-16	***

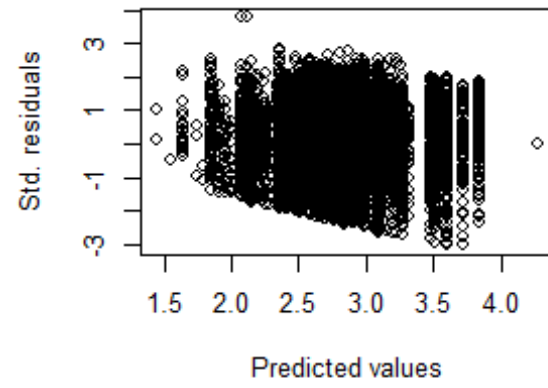
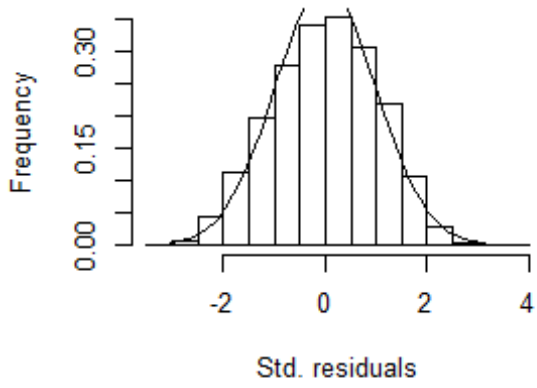
Model: Gamma, link: identity

Response: log(Captura)

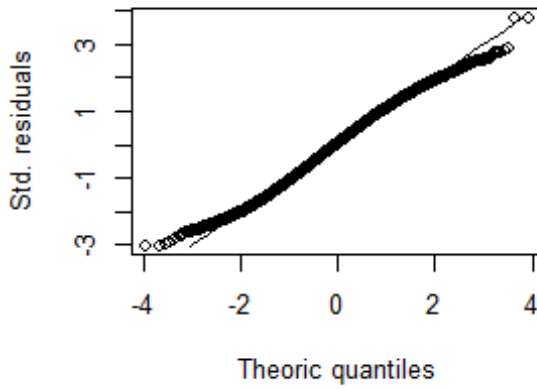
Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL		11555	2234.6		
Zona 2	13.710	11553	2220.9	< 2.2e-16	***
Year 13	123.013	11540	2097.9	< 2.2e-16	***
buque 4	58.487	11536	2039.4	< 2.2e-16	***

### Histogram of Residuals



### Normal Q-Q Plot



**Figura A4.** Medidas de diagnóstico del modelo GLM aplicado a datos de rendimientos diarios de picudillo.

**Tabla A8.** Coeficientes del modelo GLM aplicado a los datos de rendimientos diarios de picudillo.

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(>  t )
(Intercept)	2.40203	0.23256	10.329	< 2e-16 ***
Zona2	0.59375	0.23385	2.539	0.0111 *
Zona3	0.36086	0.23413	1.541	0.1233
Year2004	-1.01250	0.13087	-7.737	1.11e-14 ***
Year2005	-1.31701	0.14428	-9.128	< 2e-16 ***
Year2006	-0.68386	0.07410	-9.229	< 2e-16 ***
Year2008	-0.65028	0.03940	-16.503	< 2e-16 ***
Year2009	-0.61294	0.03808	-16.096	< 2e-16 ***
Year2010	-0.85161	0.04393	-19.386	< 2e-16 ***
Year2011	-0.91965	0.06348	-14.488	< 2e-16 ***
Year2012	-0.63916	0.05602	-11.410	< 2e-16 ***
Year2013	-0.57478	0.05440	-10.566	< 2e-16 ***
Year2014	-0.91684	0.05000	-18.336	< 2e-16 ***
Year2015	-1.12743	0.04507	-25.015	< 2e-16 ***
Year2016	-0.51515	0.03889	-13.245	< 2e-16 ***
Year2017	-0.76121	0.04069	-18.708	< 2e-16 ***
buque2	0.50878	0.04176	12.184	< 2e-16 ***
buque3	0.71987	0.04377	16.448	< 2e-16 ***
buque4	0.84018	0.04478	18.762	< 2e-16 ***

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 1.058175)

Null deviance: 13778 on 11555 degrees of freedom  
 Residual deviance: 12207 on 11536 degrees of freedom  
 AIC: 33470

**Tabla A9.** Análisis de devianza en dos modelos GLM aplicados a datos de rendimientos diarios de botella.

Analysis of Deviance Table

Model: gaussian, link: identity

Response: log(Captura)

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL		19172	20114		
Zona 2	87.09	19170	20027	< 2.2e-16	***
Year 22	632.71	19148	19395	< 2.2e-16	***
buque 3	739.41	19145	18655	< 2.2e-16	***

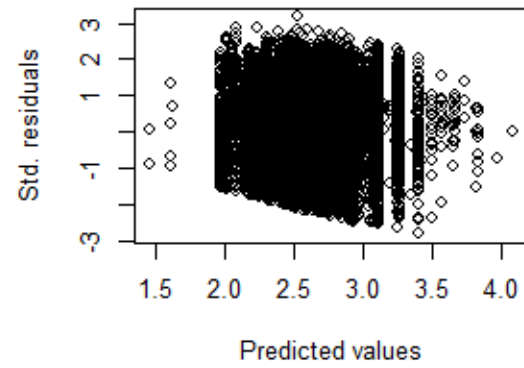
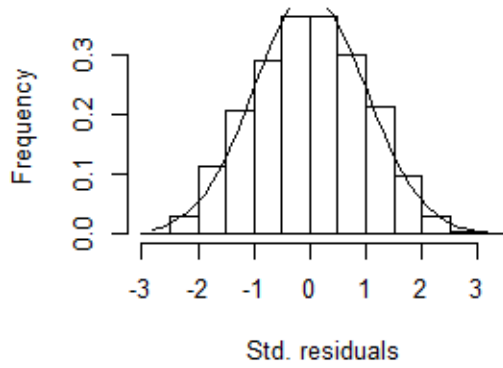
Model: Gamma, link: identity

Response: log(Captura)

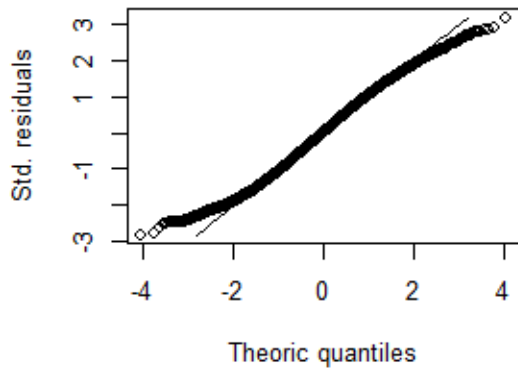
Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL		19172	3678.9		
Zona 2	12.991	19170	3665.9	< 2.2e-16	***
Year 22	87.569	19148	3578.4	< 2.2e-16	***
buque 3	111.501	19145	3466.9	< 2.2e-16	***

### Histogram of Residuals



### Normal Q-Q Plot



**Figura A5.** Medidas de diagnóstico del modelo GLM aplicado a datos de rendimientos diarios de botella.

**Tabla A10.** Coeficientes del modelo GLM aplicado a los datos de rendimientos diarios de botella.

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t )	
(Intercept)	2.42956	1.04819	2.318	0.0205	*
Zona2	0.77629	0.35307	2.199	0.0279	*
Zona3	0.62983	0.35292	1.785	0.0743	.
Year1990	-0.37635	1.02185	-0.368	0.7127	
Year1992	-0.64988	1.13999	-0.570	0.5686	
Year1997	-0.33697	1.03533	-0.325	0.7448	
Year1999	0.10304	0.99460	0.104	0.9175	
Year2000	-0.61756	0.98909	-0.624	0.5324	
Year2001	0.54670	1.39610	0.392	0.6954	
Year2002	-0.80102	1.05664	-0.758	0.4484	
Year2003	-0.80449	0.99644	-0.807	0.4195	
Year2004	-0.83310	0.98772	-0.843	0.3990	
Year2005	-0.89576	0.98883	-0.906	0.3650	
Year2006	-1.04589	0.98782	-1.059	0.2897	
Year2007	-0.14261	0.99894	-0.143	0.8865	
Year2008	-1.07973	0.98777	-1.093	0.2744	
Year2009	-0.89487	0.98745	-0.906	0.3648	
Year2010	-1.08771	0.98741	-1.102	0.2707	
Year2011	-0.81856	0.98744	-0.829	0.4071	
Year2012	-0.46307	0.98741	-0.469	0.6391	
Year2013	-0.85110	0.98759	-0.862	0.3888	
Year2014	-1.00103	0.98750	-1.014	0.3107	
Year2015	-0.88368	0.98740	-0.895	0.3708	
Year2016	-0.81239	0.98745	-0.823	0.4107	
Year2017	-0.97159	0.98739	-0.984	0.3251	
buque2	0.34180	0.02201	15.527	<2e-16	***
buque3	0.51506	0.02435	21.152	<2e-16	***
buque4	0.67012	0.02605	25.723	<2e-16	***

---

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.9744081)

Null deviance: 20114 on 19172 degrees of freedom  
Residual deviance: 18655 on 19145 degrees of freedom

AIC: 53944



**Tabla A11.** Análisis de devianza en dos modelos GLM aplicados a datos de rendimientos diarios de chuhueco.

Analysis of Deviance Table

Model: gaussian, link: identity

Response: log(Captura)

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL		4622		4585.8	
Zona 2	10.85	4620	4575.0	0.002103	**
Year 32	464.52	4588	4110.4	< 2.2e-16	***
buque 4	78.08	4584	4032.4	< 2.2e-16	***

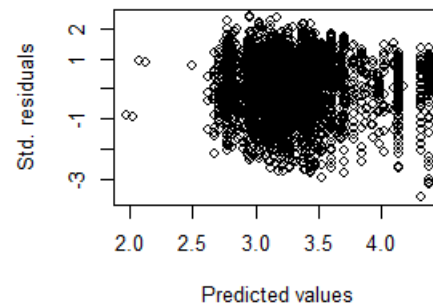
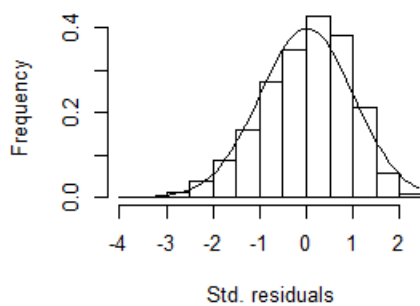
Model: Gamma, link: identity

Response: log(Captura)

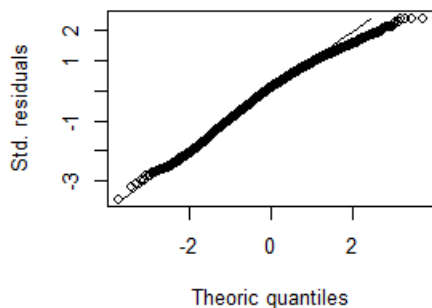
Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL		4622		534.05	
Zona 2	1.137	4620	532.91	0.00109	**
Year 32	40.527	4588	492.39	< 2.2e-16	***
buque 4	6.526	4584	485.86	3.981e-16	***

**Histogram of Residuals**



**Normal Q-Q Plot**



**Figura A6.** Medidas de diagnóstico del modelo GLM aplicado a datos de rendimientos diarios de chuhueco.

**Tabla A12.** Coeficientes del modelo GLM aplicado a los datos de rendimientos diarios de chuhueco.

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t )
(Intercept)	2.9545	1.4858	1.989	0.0468 *
Zona2	0.6555	0.6698	0.979	0.3278
Zona3	0.9437	0.6666	1.416	0.1569
Year1984	-1.3863	1.3264	-1.045	0.2960
Year1985	-0.3991	1.0274	-0.388	0.6977
Year1986	-0.8473	0.9797	-0.865	0.3872
Year1987	-0.4476	0.9600	-0.466	0.6411
Year1988	-2.2565	1.1488	-1.964	0.0496 *
Year1989	-1.1260	0.9796	-1.149	0.2504
Year1990	-1.5703	0.9837	-1.596	0.1105
Year1991	-1.5236	0.9797	-1.555	0.1200
Year1992	-1.4780	0.9838	-1.502	0.1331
Year1993	-0.7099	0.9841	-0.721	0.4707
Year1994	-1.4824	1.0487	-1.414	0.1575
Year1995	-0.4972	1.0131	-0.491	0.6236
Year1997	-1.1108	0.9424	-1.179	0.2386
Year1998	-1.4704	0.9430	-1.559	0.1190
Year1999	-1.1228	0.9551	-1.176	0.2398
Year2000	-1.3660	0.9402	-1.453	0.1464
Year2001	-1.2109	0.9451	-1.281	0.2002
Year2002	-0.8714	0.9734	-0.895	0.3707
Year2003	-0.5008	0.9763	-0.513	0.6080
Year2004	-1.2854	0.9438	-1.362	0.1733
Year2005	-1.4170	0.9392	-1.509	0.1314
Year2006	-1.2580	0.9392	-1.339	0.1805
Year2008	-0.2402	0.9396	-0.256	0.7983
Year2009	-1.6008	0.9402	-1.703	0.0887 .
Year2010	-1.4816	0.9561	-1.550	0.1213
Year2011	-1.1569	0.9395	-1.231	0.2183
Year2012	-1.2311	0.9404	-1.309	0.1906
Year2013	-1.1388	0.9411	-1.210	0.2263
Year2014	-1.4426	0.9420	-1.532	0.1257
Year2015	-1.1754	0.9394	-1.251	0.2109
Year2016	-0.9465	0.9386	-1.008	0.3133
Year2017	-0.8532	0.9394	-0.908	0.3638
buque1	0.3271	0.9402	0.348	0.7279
buque2	0.4837	0.9404	0.514	0.6070
buque3	0.6604	0.9407	0.702	0.4827
buque4	0.7346	0.9411	0.781	0.4351

---

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.8796584)

Null deviance: 4585.8 on 4622 degrees of freedom  
 Residual deviance: 4032.4 on 4584 degrees of freedom  
 AIC: 12568

**Tabla A13.** Análisis de devianza en dos modelos GLM aplicados a datos de rendimientos diarios de sardina redonda.

Analysis of Deviance Table

Model: gaussian, link: identity

Response: log(Captura)

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)	
NULL		2247		2451.3		
Zona 2	2	51.562	2245	2399.8	3.613e-12	***
Year 25	25	186.201	2220	2213.6	< 2.2e-16	***
buque 3	3	44.134	2217	2169.4	8.803e-10	***

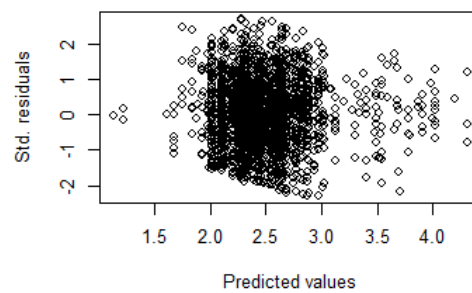
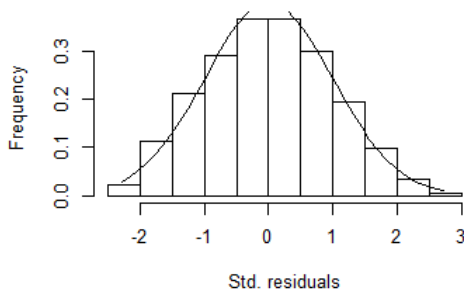
Model: Gamma, link: identity

Response: log(Captura)

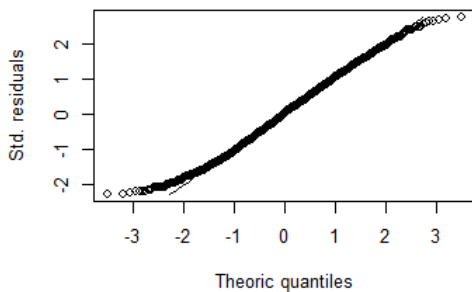
Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)	
NULL		2247		497.65		
Zona 2	2	8.905	2245	488.75	2.372e-12	***
Year 25	25	25.214	2220	463.53	< 2.2e-16	***
buque 3	3	6.780	2217	456.75	7.355e-09	***

**Histogram of Residuals**



**Normal Q-Q Plot**



**Figura A7.** Medidas de diagnóstico del modelo GLM aplicado a datos de rendimientos diarios de sardina redonda.

**Tabla A14.** Coeficientes del modelo GLM aplicado a los datos de rendimientos diarios de sardina redonda.

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t )
(Intercept)	0.75408	1.14677	0.658	0.51088
Zona2	0.85536	0.58012	1.474	0.14050
Zona3	0.53816	0.58154	0.925	0.35485
Year1991	1.93719	1.00952	1.919	0.05512 .
Year1992	1.28342	1.01901	1.259	0.20799
Year1993	1.74547	1.05172	1.660	0.09713 .
Year1994	1.79014	1.02474	1.747	0.08079 .
Year1996	2.03789	1.06052	1.922	0.05478 .
Year1997	2.13393	1.08819	1.961	0.05001 .
Year1998	1.64643	1.06182	1.551	0.12115
Year2000	2.14672	1.02581	2.093	0.03649 *
Year2001	1.43634	1.08758	1.321	0.18674
Year2002	1.53553	1.21571	1.263	0.20670
Year2003	0.92635	1.21519	0.762	0.44596
Year2004	0.72125	0.99576	0.724	0.46895
Year2005	0.81668	0.99572	0.820	0.41220
Year2006	0.38853	1.00555	0.386	0.69925
Year2007	0.39850	1.07117	0.372	0.70991
Year2008	0.43232	0.99647	0.434	0.66444
Year2009	0.47441	0.99939	0.475	0.63505
Year2010	0.38158	0.99703	0.383	0.70197
Year2011	0.51142	0.99733	0.513	0.60815
Year2012	0.60332	0.99819	0.604	0.54563
Year2013	0.96430	0.99778	0.966	0.33393
Year2014	0.77392	0.99560	0.777	0.43704
Year2015	0.58213	0.99472	0.585	0.55846
Year2016	0.54804	0.99539	0.551	0.58197
Year2017	0.46529	0.99513	0.468	0.64014
buque2	0.26093	0.09433	2.766	0.00572 **
buque3	0.44509	0.09668	4.604	4.39e-06 ***
buque4	0.55360	0.10323	5.363	9.04e-08 ***

---

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.978537)

Null deviance: 2451.3 on 2247 degrees of freedom  
 Residual deviance: 2169.4 on 2217 degrees of freedom  
 AIC: 6363.6

**Tabla A15.** Análisis de devianza en dos modelos GLM aplicados a datos de rendimientos diarios de pinchagua.

Analysis of Deviance Table

Model: gaussian, link: identity

Response: log(Captura)

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL			3800	4565.6	
Zona 2	279.31	3798	4286.2	< 2.2e-16	***
Year 31	553.64	3767	3732.6	< 2.2e-16	***
buque 3	516.90	3764	3215.7	< 2.2e-16	***

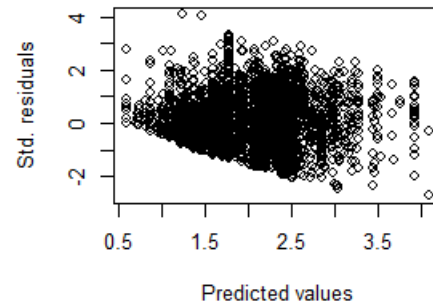
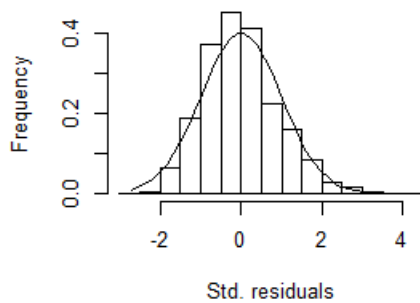
Model: Gamma, link: identity

Response: log(Captura)

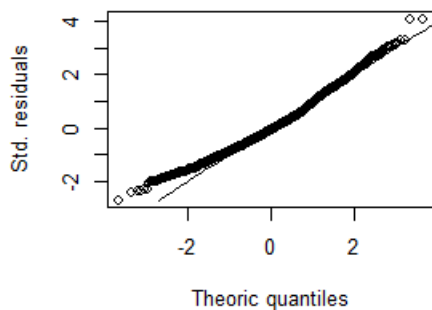
Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL			3800	1224.68	
Zona 2	84.959	3798	1139.72	< 2.2e-16	***
Year 31	115.307	3767	1024.41	< 2.2e-16	***
buque 3	131.948	3764	892.46	< 2.2e-16	***

### Histogram of Residuals



### Nórmal Q-Q Plot



**Figura A8.** Medidas de diagnóstico del modelo GLM aplicado a datos de rendimientos diarios de pinchagua

**Tabla A16.** Coeficientes del modelo GLM aplicado a los datos de rendimientos diarios de pinchagua

Coefficients:

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t )	
(Intercept)	1.51870	0.12427	12.221	< 2e-16	***
Zona2	0.27695	0.06258	4.426	9.89e-06	***
Zona3	0.49663	0.05416	9.169	< 2e-16	***
Year1983	0.81195	0.22679	3.580	0.000348	***
Year1985	-0.15386	0.27484	-0.560	0.575635	
Year1987	0.39145	0.19732	1.984	0.047341	*
Year1988	0.46800	0.23061	2.029	0.042487	*
Year1989	0.25155	0.18379	1.369	0.171182	
Year1990	-0.03769	0.20369	-0.185	0.853196	
Year1993	0.15514	0.19752	0.785	0.432250	
Year1994	0.17463	0.22368	0.781	0.435023	
Year1995	-0.14182	0.18010	-0.787	0.431073	
Year1996	0.64133	0.14219	4.510	6.67e-06	***
Year1997	-0.07892	0.15513	-0.509	0.610988	
Year1998	-1.32218	0.93257	-1.418	0.156336	
Year1999	-0.24793	0.16616	-1.492	0.135759	
Year2000	-0.43204	0.13005	-3.322	0.000902	***
Year2001	-0.15853	0.17493	-0.906	0.364853	
Year2002	-0.37293	0.18470	-2.019	0.043547	*
Year2003	-0.41743	0.18417	-2.267	0.023473	*
Year2004	-0.30839	0.13828	-2.230	0.025798	*
Year2005	-0.11658	0.13904	-0.838	0.401824	
Year2006	-0.24739	0.12986	-1.905	0.056846	.
Year2007	-0.78547	0.18841	-4.169	3.13e-05	***
Year2008	-0.54571	0.13597	-4.013	6.10e-05	***
Year2009	-0.65296	0.14627	-4.464	8.27e-06	***
Year2010	-0.79366	0.14053	-5.648	1.75e-08	***
Year2011	-0.70277	0.14261	-4.928	8.67e-07	***
Year2012	-0.33292	0.14207	-2.343	0.019167	*
Year2013	-0.30636	0.13566	-2.258	0.023984	*
Year2014	-0.93208	0.14799	-6.298	3.36e-10	***
Year2015	-0.56681	0.13755	-4.121	3.86e-05	***
Year2016	-0.42374	0.13369	-3.169	0.001539	**
Year2017	-0.51129	0.13684	-3.736	0.000190	***
buque2	0.62630	0.04082	15.341	< 2e-16	***
buque3	0.84256	0.04990	16.887	< 2e-16	***
buque4	1.27717	0.05936	21.515	< 2e-16	***

---

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

(Dispersion parameter for gaussian family taken to be 0.8543324)

Null deviance: 4565.6 on 3800 degrees of freedom  
 Residual deviance: 3215.7 on 3764 degrees of freedom  
 AIC: 10227

## Anexo B - Ecuaciones generales de modelos de evaluación

### MODELO MODACT

Proceso	Ecuación
<u>Sobrevivencia</u> $a$ es la edad A+= Edad grupo plus	$S_a = \exp(-Z_a)$
<u>Mortalidad total</u> $F_t$ es el efecto anual o mortalidad por pesca de completo reclutamiento. M es la mortalidad natural anual y $\Psi$ la selectividad	$Z_a = M + F_{cr}\Psi_a$
<u>Selectividad</u> Donde A50 es la edad al 50% de retención y $\Delta$ el parámetro de dispersión.	$\Psi_a = \left( 1 + \exp(-\log(19) \left[ \frac{a - A50}{\Delta} \right]) \right)^{-1}$
<u>Capturas estimadas en edad</u>	$\hat{C}_a = \frac{F_a}{Z_a} N_a (1 - S_a)$
<u>Capturas estimadas por longitudes</u>	$\hat{C}_l = P_{l,a} C_a$
<u>Probabilidad de la Longitud a la edad</u> Donde: $l$ es la longitud, $L_{00}$ y $k$ los parámetros de crecimiento ( $k$ anual), $\sigma$ 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>Rendimiento en peso</u> $w_l$ es el peso teórico a la Longitud supuesto invariante entre años	$\hat{Y} = \sum_l C_l w_l$
<u>Biomasa desovante</u> $O_l$ corresponde a la ojiva de madurez sexual a la talla. $dt$ es la fracción del año del período de desove	$BD_t = \sum_l P_{l,a} (N_{a,t}) w_l O_l e^{-dt Z_{l,a}}$
<u>Proporción de longitudes en la captura</u>	$\hat{p}_l = \frac{P_{l,a} \hat{C}_a}{\sum_l P_{l,a} \hat{C}_a}$

## MODELO DE LOS ERRORES Y FUNCIÓN OBJETIVO

Función/fuente	-log-verosimilitud
<p><u>Proporción de la captura por intervalo de longitud</u></p> <p>corresponde a las capturas por longitud, y <math>n^l</math> es el tamaño de muestra efectivo empleado para las longitudes.</p>	$-l(p) = n^l p_{l,t} \ln \hat{p}_{l,t}$
<p><u>Función objetivo</u></p> <p>Estimación bayesiana: Corresponde al negativo de las sumas de log-verosimilitud marginales mas el logaritmo de las priors (<math>\pi</math>).</p>	$\sum l(x) + \sum \pi(\theta)$

## MODELO MESTOCKL

Proceso	Ecuación
<p><u>Sobrevivencia</u></p> <p><math>a</math> es la edad y <math>t</math> es el año</p> <p><math>A+</math>= Edad grupo plus</p>	$N_{a,t} = N_{a-1,t-1} S_{a-1,t-1}$ $N_{A+,t} = N_{A-1,t-1} S_{A-1,t-1} + N_{A,t-1} S_{A,t-1}$ $S_{a,t} = \exp(-Z_{a,t})$
<p><u>Mortalidad total</u></p> <p><math>F_t</math> es el efecto anual o mortalidad por pesca de completo reclutamiento.</p> <p><math>M</math> es la mortalidad natural anual y <math>\Psi</math> la selectividad</p>	$Z_{a,t} = M + F_t \psi_a$
<p><u>Selectividad</u></p> <p>Donde <math>A50</math> es la edad al 50% de retención y <math>\sigma</math> el parámetro de dispersión.</p>	$\psi_{a,t} = \begin{cases} \exp\left[-\frac{1}{2\sigma_1^2} (a - A50)^2\right] & a < A50 \\ \exp\left[-\frac{1}{2\sigma_2^2} (a - A50)^2\right] & a \geq A50 \end{cases}$
<p><u>Población inicial</u></p>	$N_{a=1,t=1} = R_0$ $N_{a,t=1} = N_{a-1,t=1} e^{-Z_{a,t=1}}$ $N_{A,t=1} = N_{a=12,t=1} / (1 - e^{-Z_{a=12,t=1}})$



<p><u>Reclutamiento anual</u></p> <p><math>\delta_t \sim N(0, \sigma_R^2)</math> (prior), <math>\sigma_R = 0.6</math></p> <p><math>\ln R_0 \sim U[0, +\infty]</math></p> <p>BD: biomasa reproductiva, <math>R_0</math> reclutamiento virginal y BDo biomasa rep. virginal estimada a partir de <math>R_0</math>.</p>	$N_{a=1,t} = \frac{\alpha BD_{t-1}}{\beta + BD_{t-1}} e^{-\delta_t}$ $\alpha = \frac{4hR_0}{5h-1}; \beta = \frac{(1-h)BD_0}{5h-1}$
<p><u>Capturas estimadas en edad y año</u></p>	$\hat{C}_{a,t} = \frac{F_{a,t}}{Z_{a,t}} N_{a,t} (1 - S_{a,t})$
<p><u>Capturas estimadas por longitudes y año</u></p>	$\hat{C}_{l,t} = P_{l,a} C_{a,t}$
<p><u>Probabilidad de la longitud a la edad</u></p> <p>Donde:</p> <p><math>l</math> es la longitud, <math>L_{00}</math> y <math>k</math> los parámetros de crecimiento (<math>k</math> anual), <math>\sigma</math> la desviación de la talla a la edad</p>	$P_{l,a} = \int_{l_1}^{l_2} \exp\left\{-\frac{1}{2\sigma_a^2} (l - L_a)^2\right\} dl$ $L_a = L_{00}(1 - e^{-k}) + e^{-k} L_{a-1}$ $\sigma_a = a + b L_a$
<p><u>Desembarques en peso</u></p> <p><math>w_l</math> es el peso teórico a la Longitud supuesto invariante entre años</p>	$\hat{Y}_t = \sum_l C_{l,t} w_l$
<p><u>Biomasa anual y desovante</u></p> <p><math>O_l</math> corresponde a la ojiva de madurez sexual a la longitud. El desove se supone anual de acuerdo con dos reclutamientos anuales</p> <p><math>dt</math> es la fracción del año del período de desove</p>	$B_t = \sum_l (P_{l,a} N_{a,t}) w_l$ $BD_t = \sum_l P_{l,a} (N_{a,t}) w_l O_l e^{-dt Z_{a,t}}$
<p><u>Índices de abundancia (CPUE)</u></p> <p><math>q</math> es la capturabilidad y el factor <math>\Delta t</math> corresponde a la fracción del año donde este ocurre.</p>	$\hat{I}_t = q \sum_l P_{l,a} (N_{a,t} \psi_a e^{-\Delta t Z_{a,t}}) w_l$
<p><u>Proporción de longitudes en la captura</u></p>	<p>Capturas: <math display="block">\hat{p}_{l,t} = \frac{P_{l,a} \hat{C}_{a,t}}{\sum_l P_{l,a} \hat{C}_{a,t}}</math></p>

## MODELO DE LOS ERRORES Y FUNCIÓN OBJETIVO

Función/fuente	-log-verosimilitud
<p><u>Índices de abundancia y desembarques</u></p> <p><math>\sigma_l</math> es la desviación estándar del índice o desembarques en escala logarítmica (logaritmo natural)</p>	$-l(I) = \frac{1}{2\sigma_l^2} \sum_t \left( \frac{\log \hat{I}_t}{\log I_t} \right)^2 + cte$
<p><u>Proporción de la captura por intervalo de longitud</u></p> <p>corresponde a las capturas por longitud, y <math>n^l</math> es el tamaño de muestra efectivo empleado para las longitudes.</p>	$-l(p) = n^l p_{l,t} \ln \hat{p}_{l,t}$
<p><u>Función objetivo</u></p> <p>Estimación bayesiana: Corresponde al negativo de las sumas de log-verosimilitud marginales más el logaritmo de las priors (<math>\pi</math>).</p>	$\sum l(x) + \sum \pi(\theta)$

Sustainable Fisheries Partnership desea agradecer el generoso apoyo del proyecto Cadenas Mundiales Sostenibles de Suministro de Productos del Mar (GMC, por sus siglas en inglés). GMC es una iniciativa interregional implementada por los Ministerios y Oficinas de Pesca y Planificación de Costa Rica, Ecuador, Indonesia y Filipinas, con apoyo técnico del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD, por sus siglas en inglés), facilitado por el Sustainable Fisheries Partnership (SFP) y financiado por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF, por sus siglas en inglés).

## Cadenas Mundiales Sostenibles

de productos del mar



Al servicio  
de las personas  
y las naciones



GLOBAL ENVIRONMENT FACILITY  
INVESTING IN OUR PLANET

En colaboración con:

INSTITUTO  
NACIONAL  
DE PESCA



ECUADOR