

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>Autor Dr. Cristian M. Canales</p>	<p>cristian.canales.r@pucv.cl 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>Colaboradoras y colaboradores: Viviana Jurado Manuel Peralta David Chicaiza Esteban Elías Mercy Preciado Mario Hurtado Evelyn Landívar Carlos Alemán Geovanny Sandoval</p>	<p>vjurado@institutopesca.gob.ec Instituto Nacional de Pesca Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca Letamendi 102 y la Ría Guayaquil Ecuador</p>
<p>© de la presente edición: Sustainable Fisheries Partnership</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 & 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*, *Trichuuris 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
<u>INFORME DE REVISIÓN DE PARES</u>	84

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.

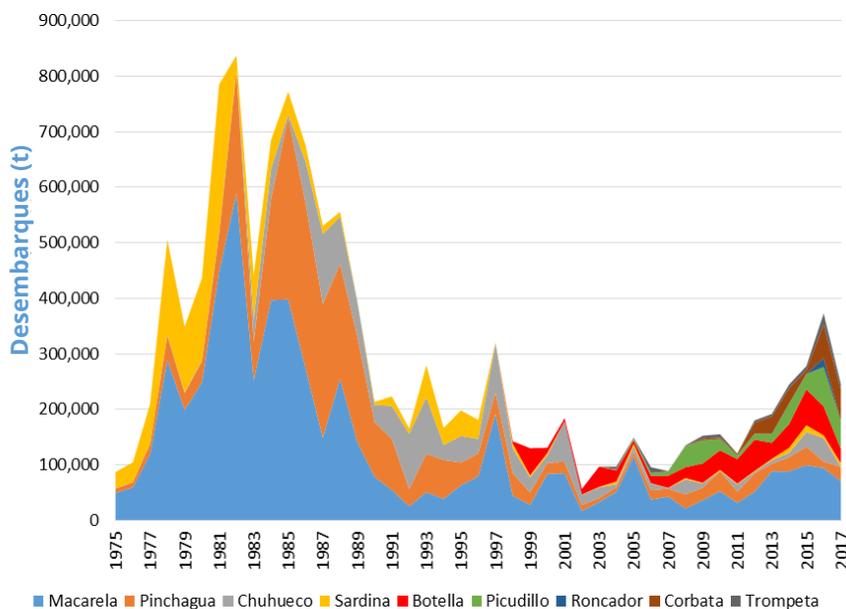


Figura 1. Desembarques de pelágicos pequeños principales del Ecuador 1975-2017

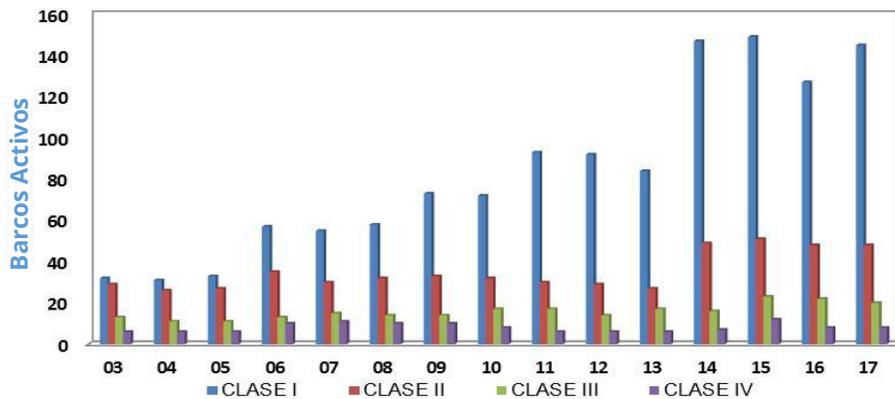


Figura 2. Evolución de la flota cerquera de pelágicos pequeños en el Ecuador 2003-2017. Clase I (n=151) <35 TRN; Clase II (n=39) 36-70 TRN; Clase III (n=24) 71-104 TRN; Clase IV (n=8) >105 TRN.

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 de 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**).

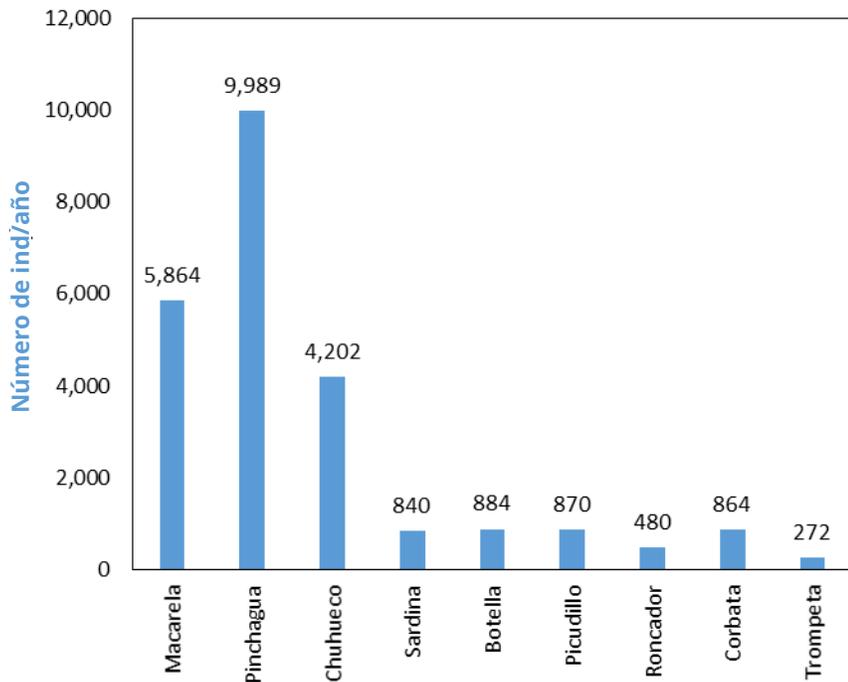


Figura 3. Promedio anual del número de individuos medidos de las especies de pelágicos pequeños del Ecuador: (Fuente: INP)

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**.

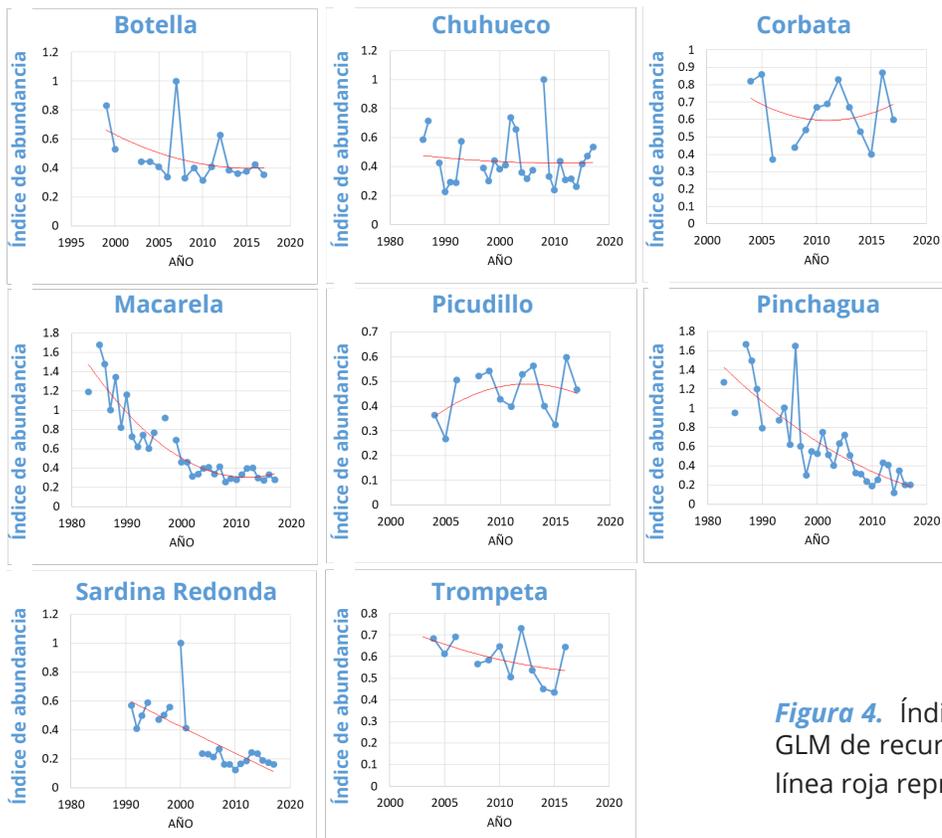


Figura 4. Índices de abundancia CPUE estimados por GLM de recursos pelágicos pequeños del Ecuador. La línea roja representa la tendencia.

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.

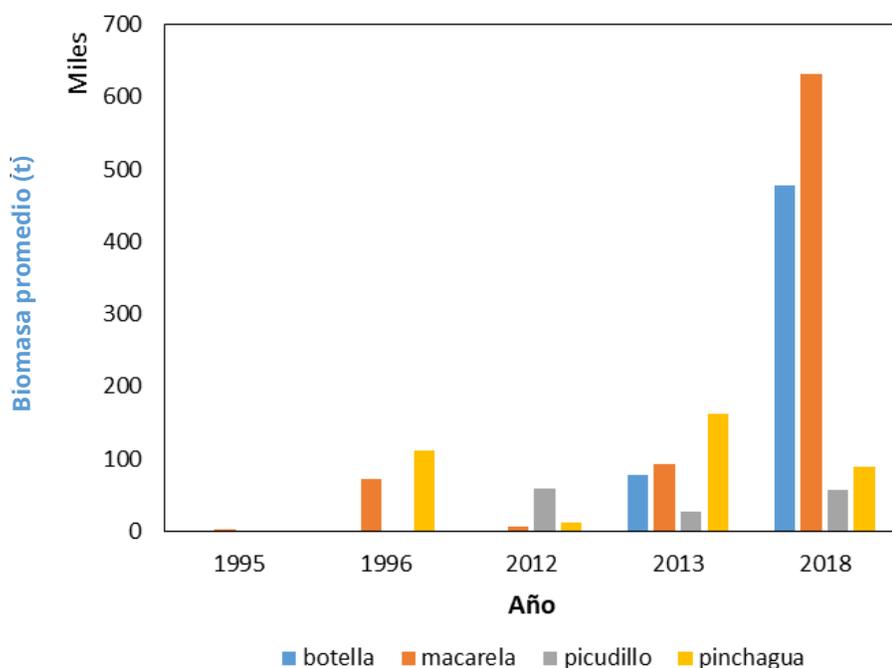


Figura 5. Estimaciones de biomasa acústica promedio anual de botella, macarela, picudillo y pinchagua en la zona del Golfo de Guayaquil.

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

Año	Mes	Biomasa (t)	Talla prom. (cm)	Densidad (t/km ²)	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 ⁻¹	log_a	b	L _{50ms} (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.

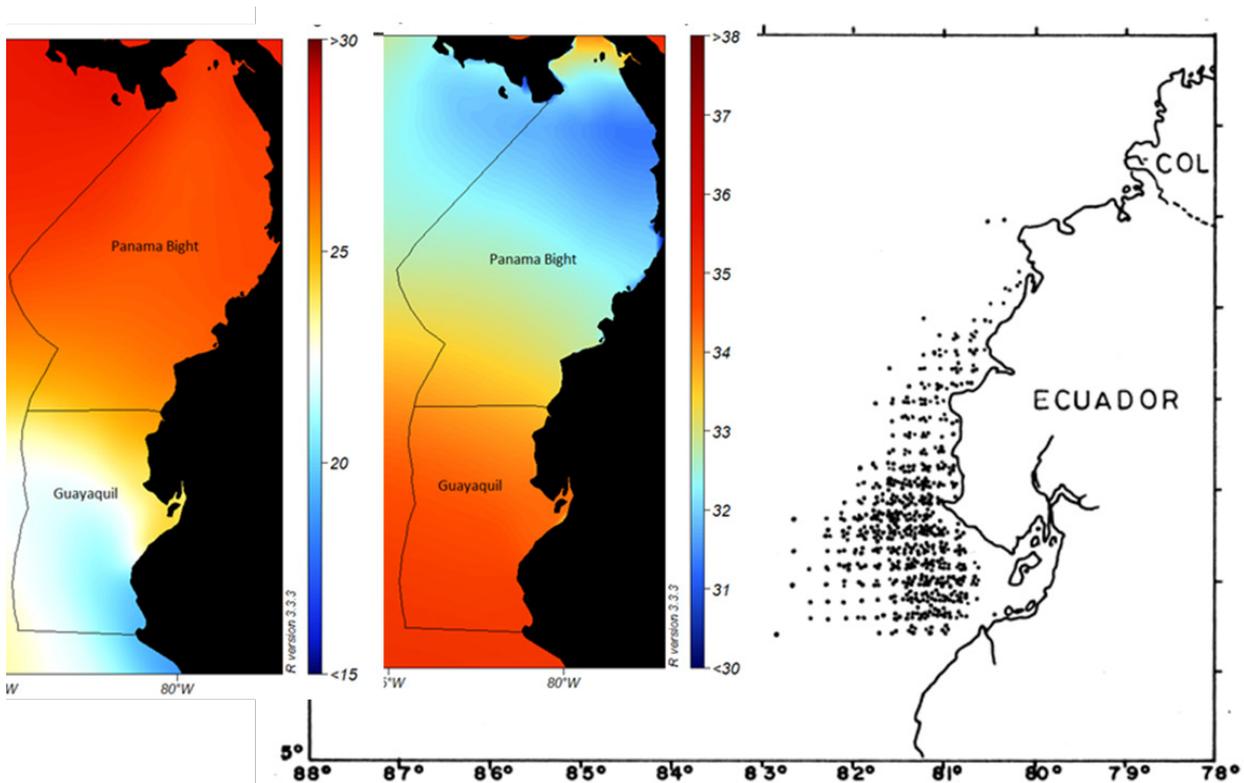


Figura 6. Derecha: Ecoregiones marinas de Ecuador (Spalding *et al.*, 2007): temperatura Superficial del mar (°C) (izquierda) y salinidad superficial (UPS). Izquierda: Distribución espacial de las pesquerías de pequeños pelágicos del Ecuador.

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 (α o β).

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 (α o β). 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*).

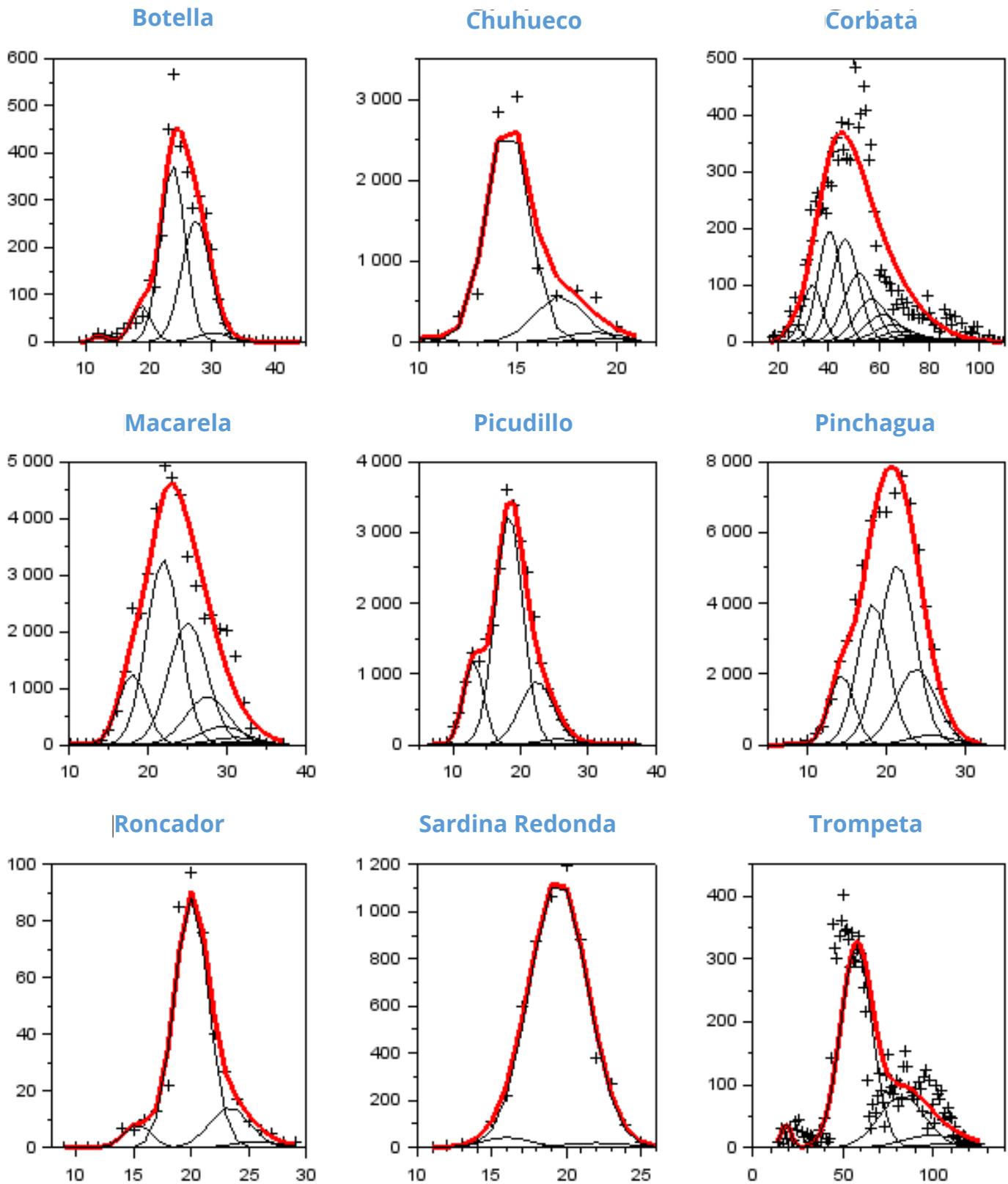


Figura 7. Composiciones de tallas de las capturas promedio de los últimos 5 años de las nueve especies analizadas. Las cruces representan los datos, la línea roja es el modelo MODACT y las líneas negras representan las composiciones modales de los grupos de edad.

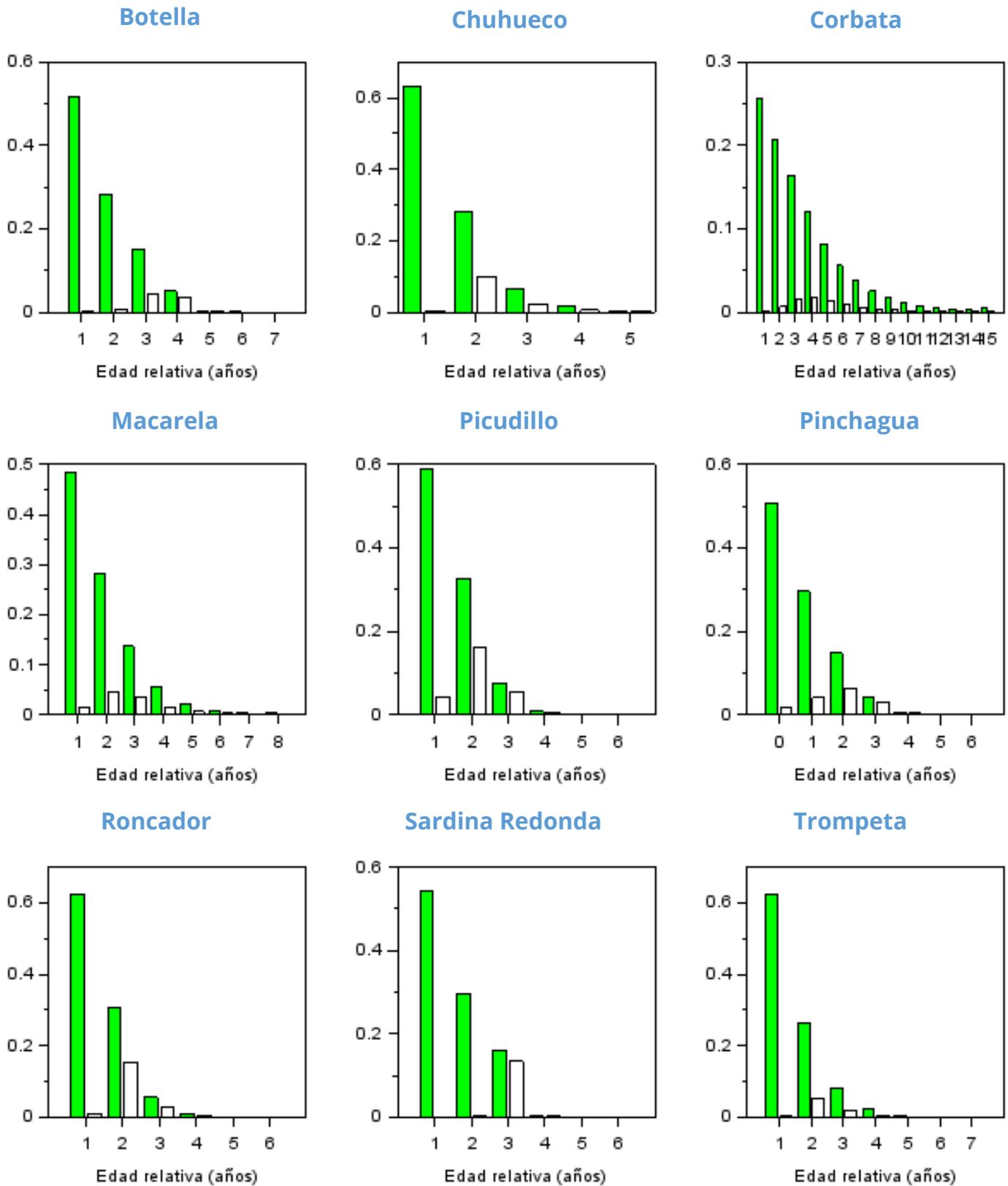


Figura 8. Composiciones de edad de la población y las capturas de las nueve especies analizadas en diferentes estados; barras verdes es la población y las barras blancas representan las capturas. Modelo MODACT.

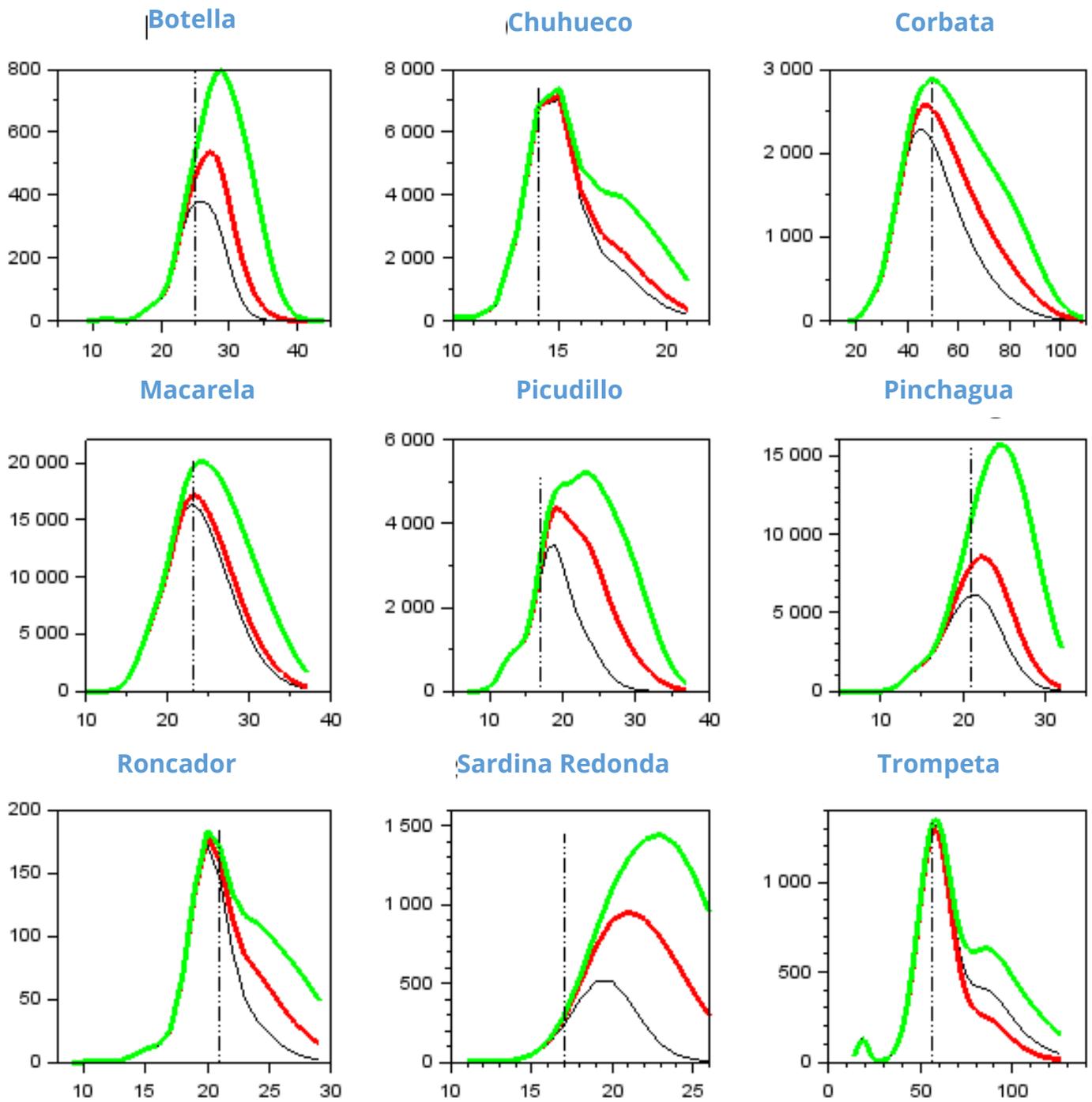


Figura 9. Composiciones de tallas de la población explotable de las nueve especies analizadas por Modelo MODACT; línea negra es la condición actual, línea roja es la condición al 40% de la población virginal, línea verde es la población virginal. La línea vertical negra es la talla de madurez.

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

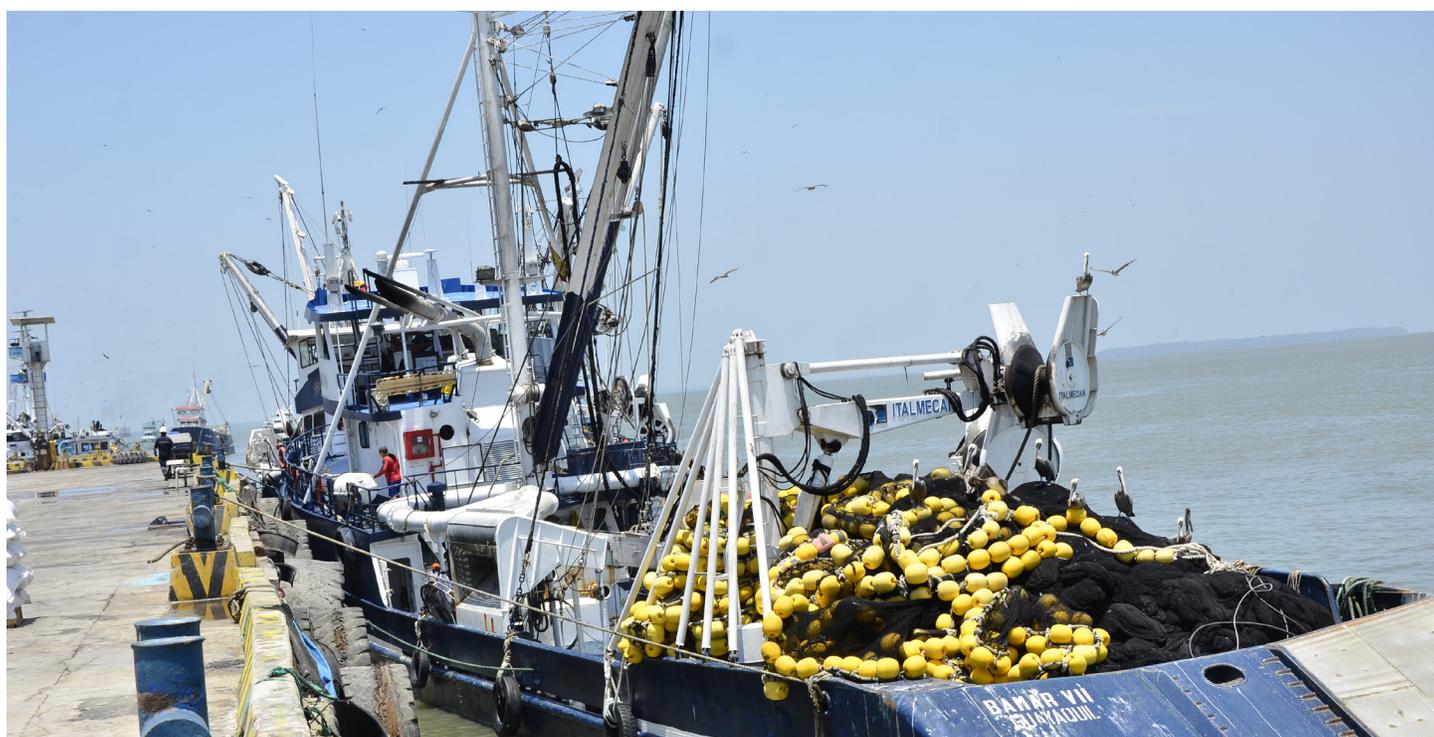
bajo nivel poblacional, entorno o bajo el 10% de la población virginal, son corbata, picudillo, roncador y sardina redonda. En este grupo, el peor de los casos se da en este último recurso, cuyos escenarios indicarían un agotamiento entre el 1% y 3% de la población virginal. En ligero mejor estado relativo 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	α	β	Fcr	A50	rango	Lo	F40/Fcr	%B0	LL	ΔLL
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



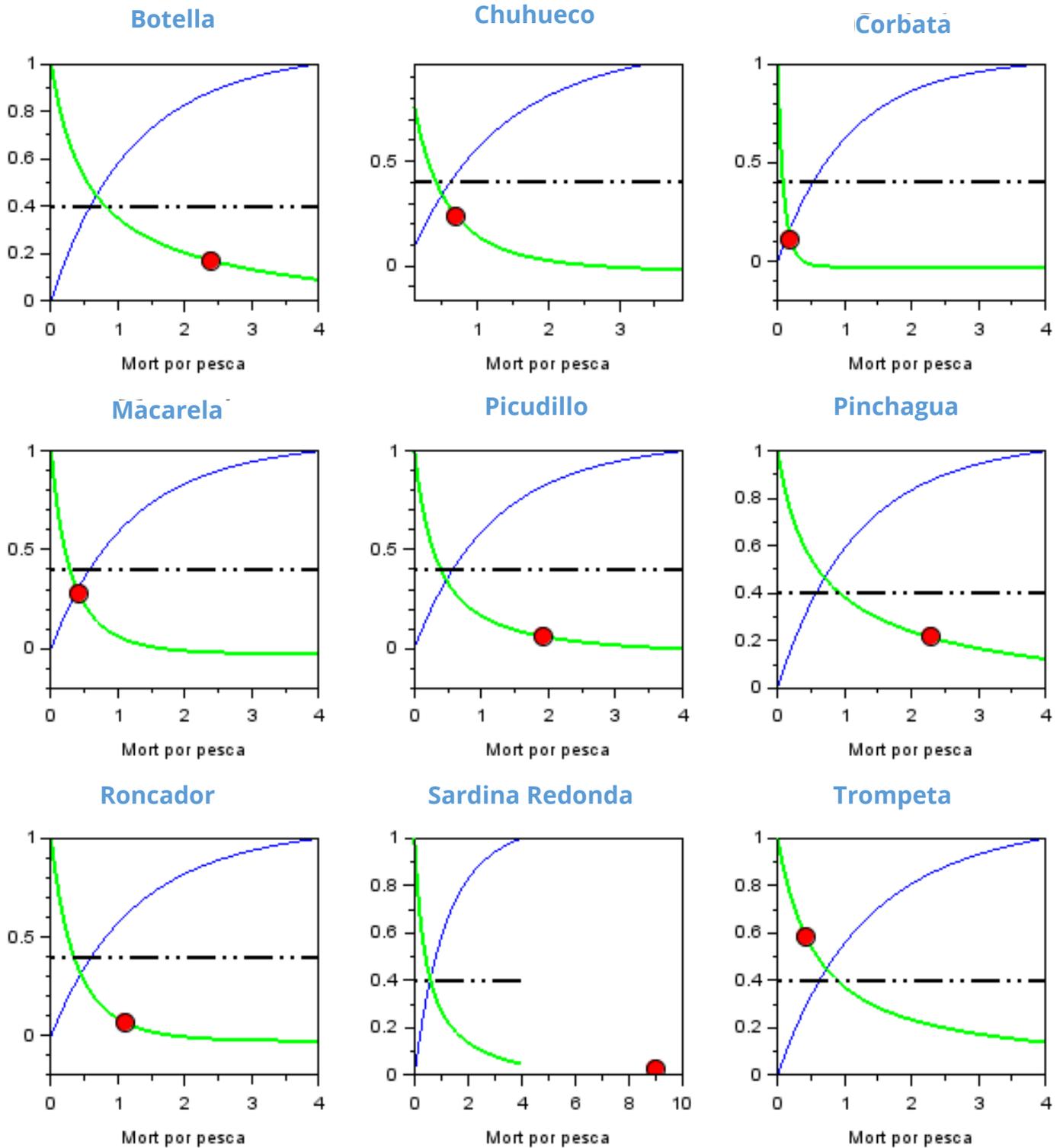


Figura 10. Curvas de rendimiento relativo (línea azul) y reducción de la biomasa desovante por recluta (línea verde) respecto de la mortalidad por pesca para las nueve especies analizadas con Modelo MODACT. La línea negra horizontal es la referencia del 40% de la población virginal, el círculo rojo representa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



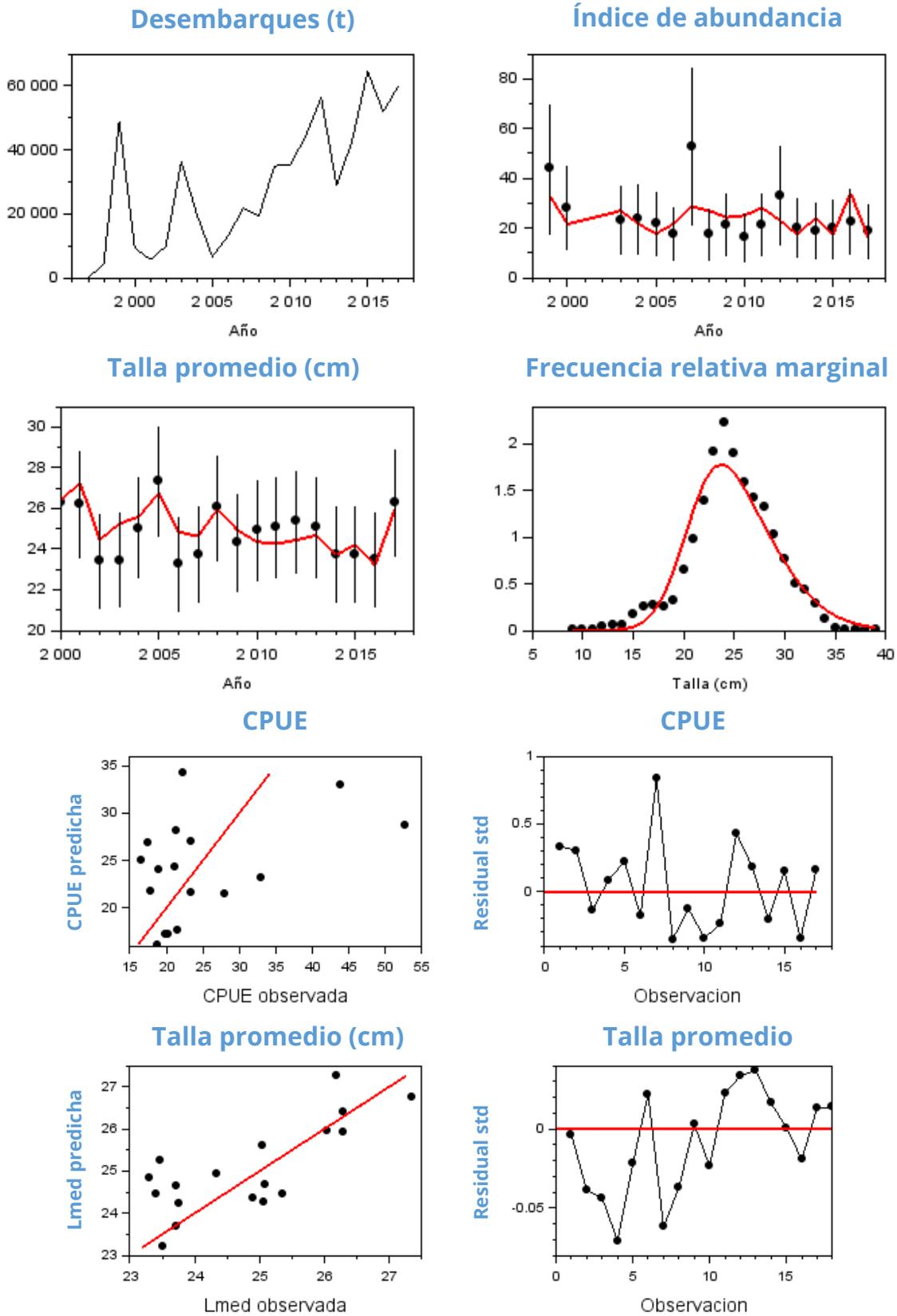


Figura 10. Ajuste y diagnóstico del modelo integrado de evaluación MESTOCKL a los datos del recurso botella.

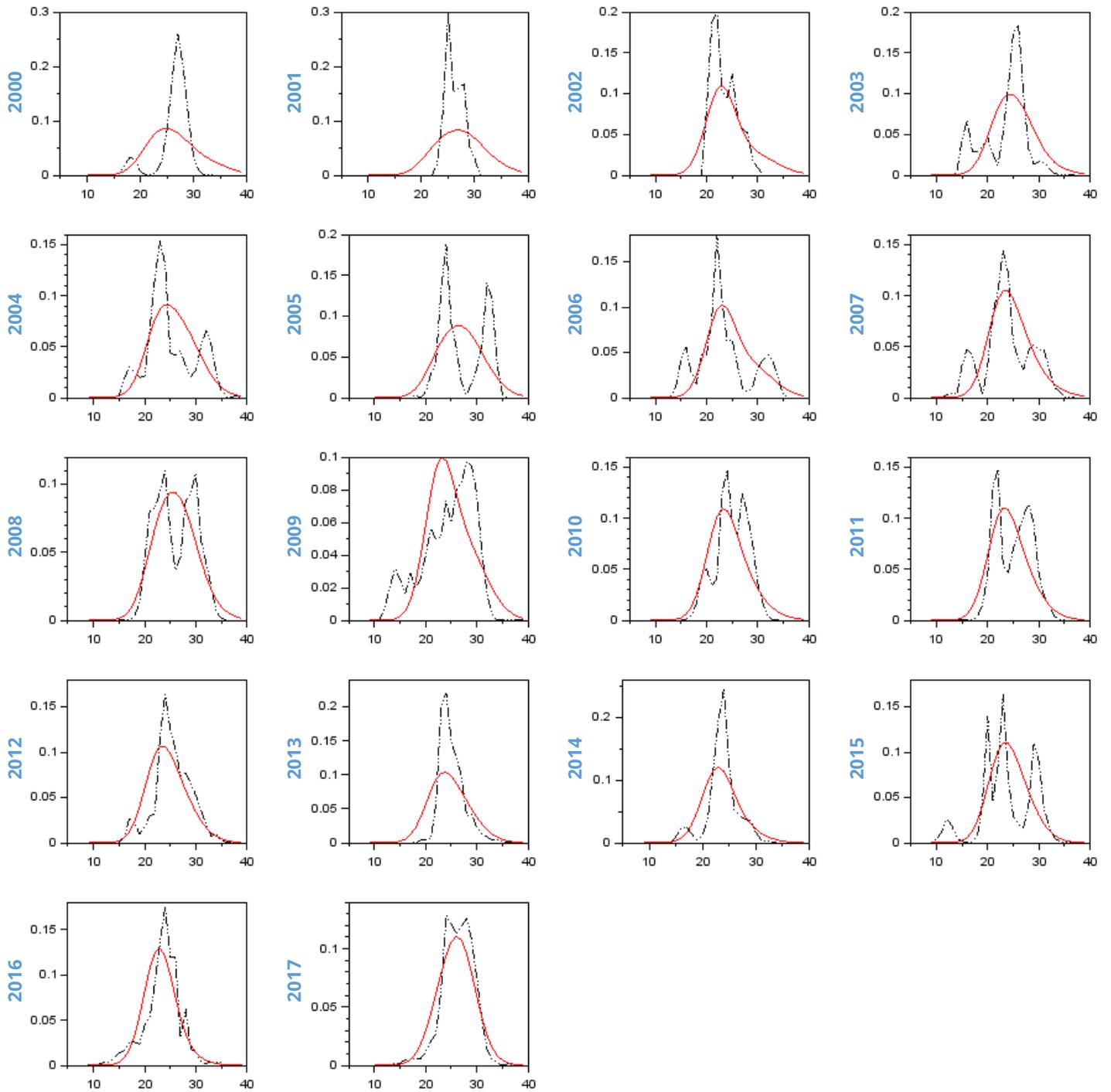


Figura 11. Ajuste del modelo integrado de evaluación MESTOCKL (línea roja) a las frecuencias de tallas (líneas segmentadas negras) del recurso botella.

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 com-
ponent = 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
```

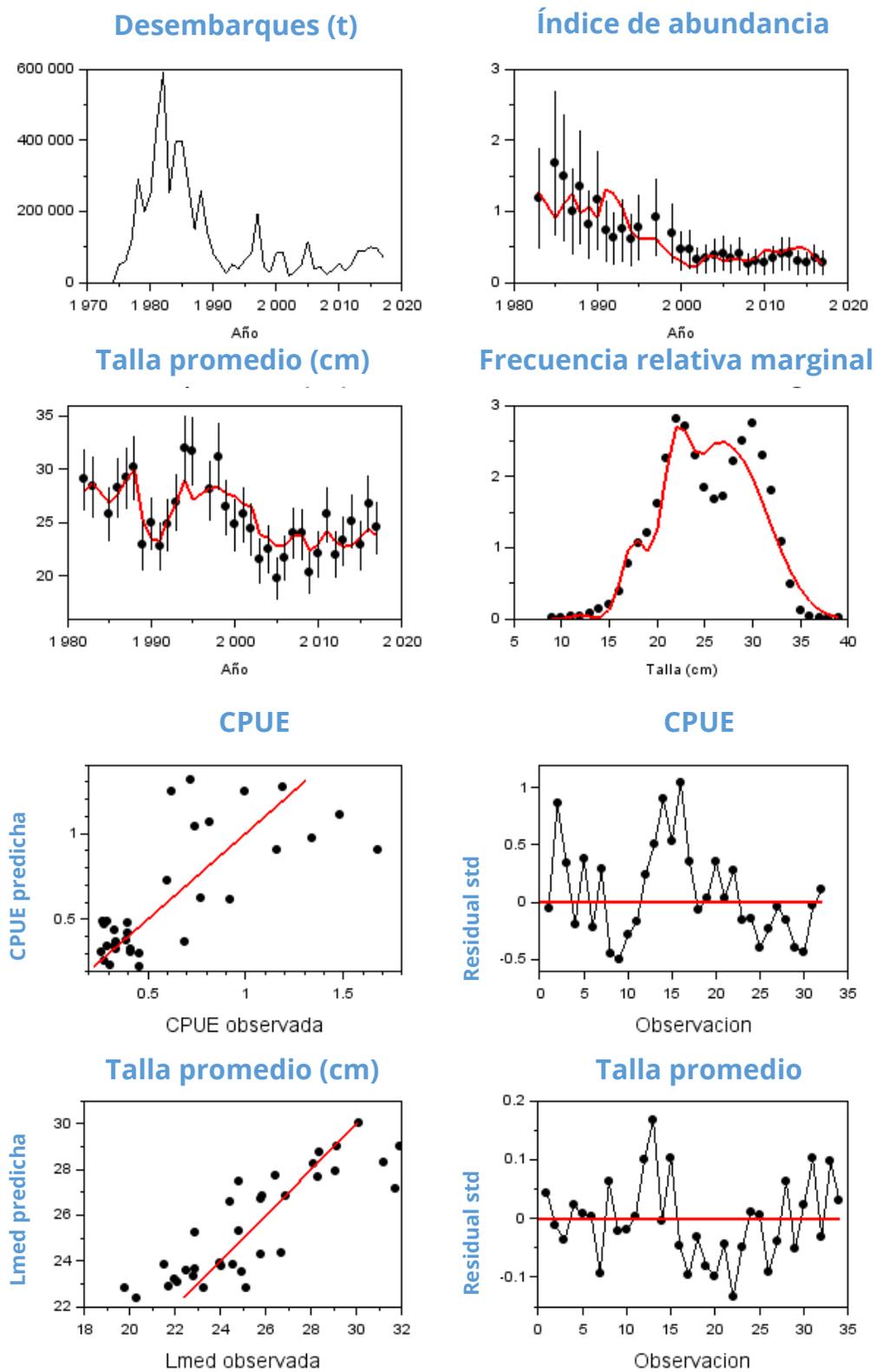


Figura 12. Ajuste y diagnóstico del modelo integrado de evaluación MESTOCKL a los datos del recurso macarela.

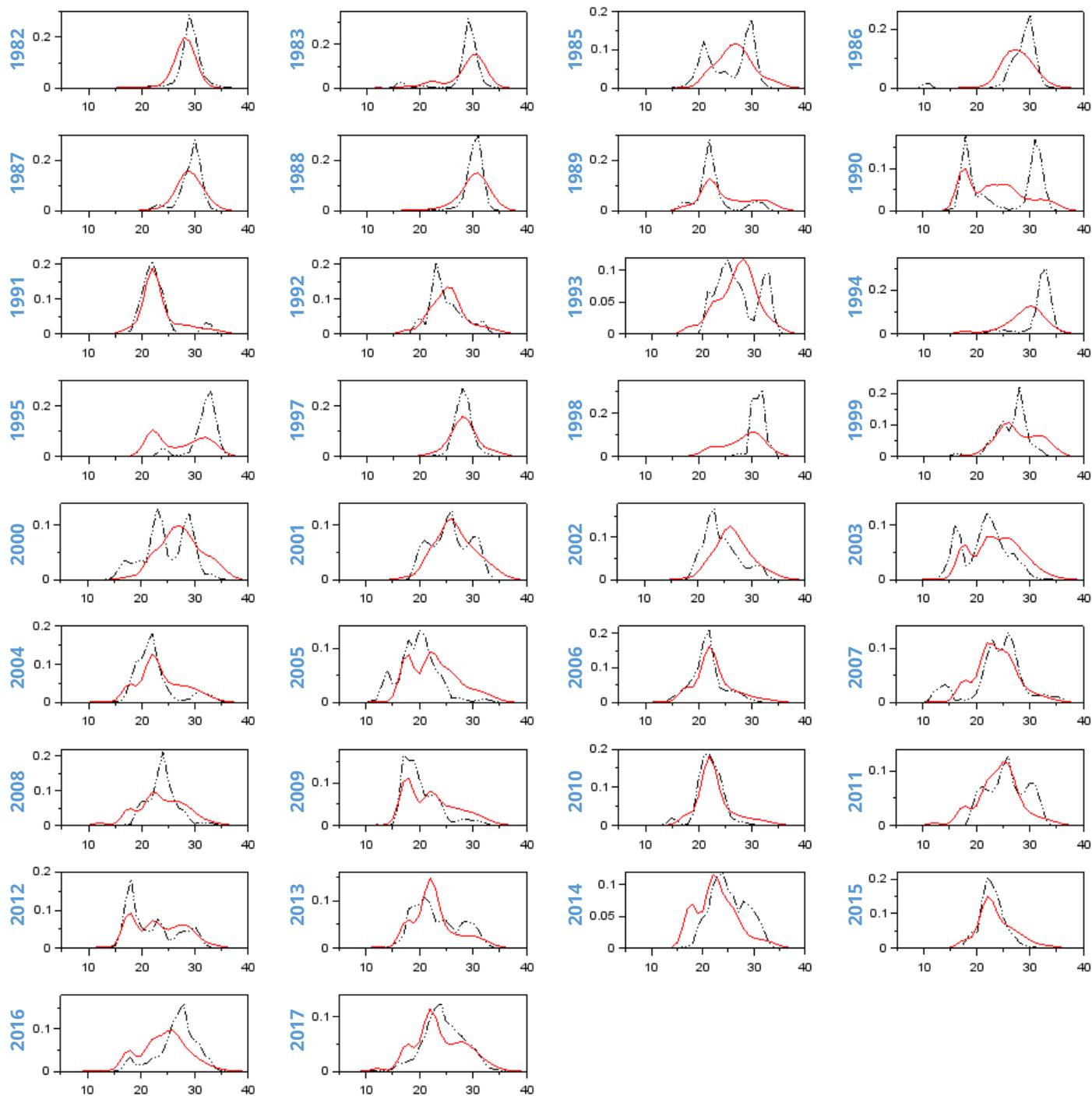


Figura 13. Ajuste del modelo integrado de evaluación MESTOCKL (línea roja) a las frecuencias de tallas (líneas segmentadas negras) del recurso macarela.

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 com-
ponent = 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:
0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000
# 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
```

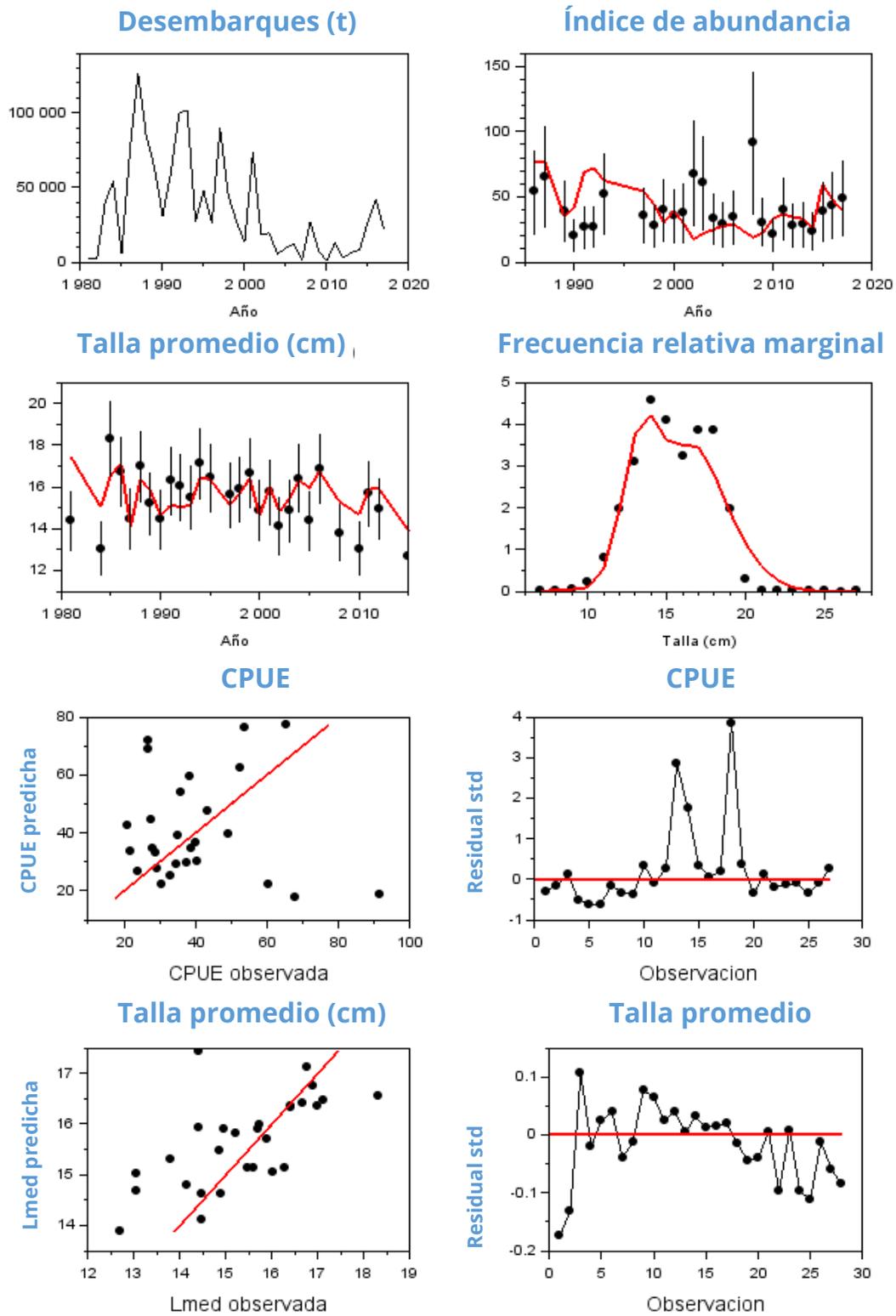


Figura 14. Ajuste y diagnóstico del modelo integrado de evaluación MESTOCKL a los datos del recurso chuhueco.

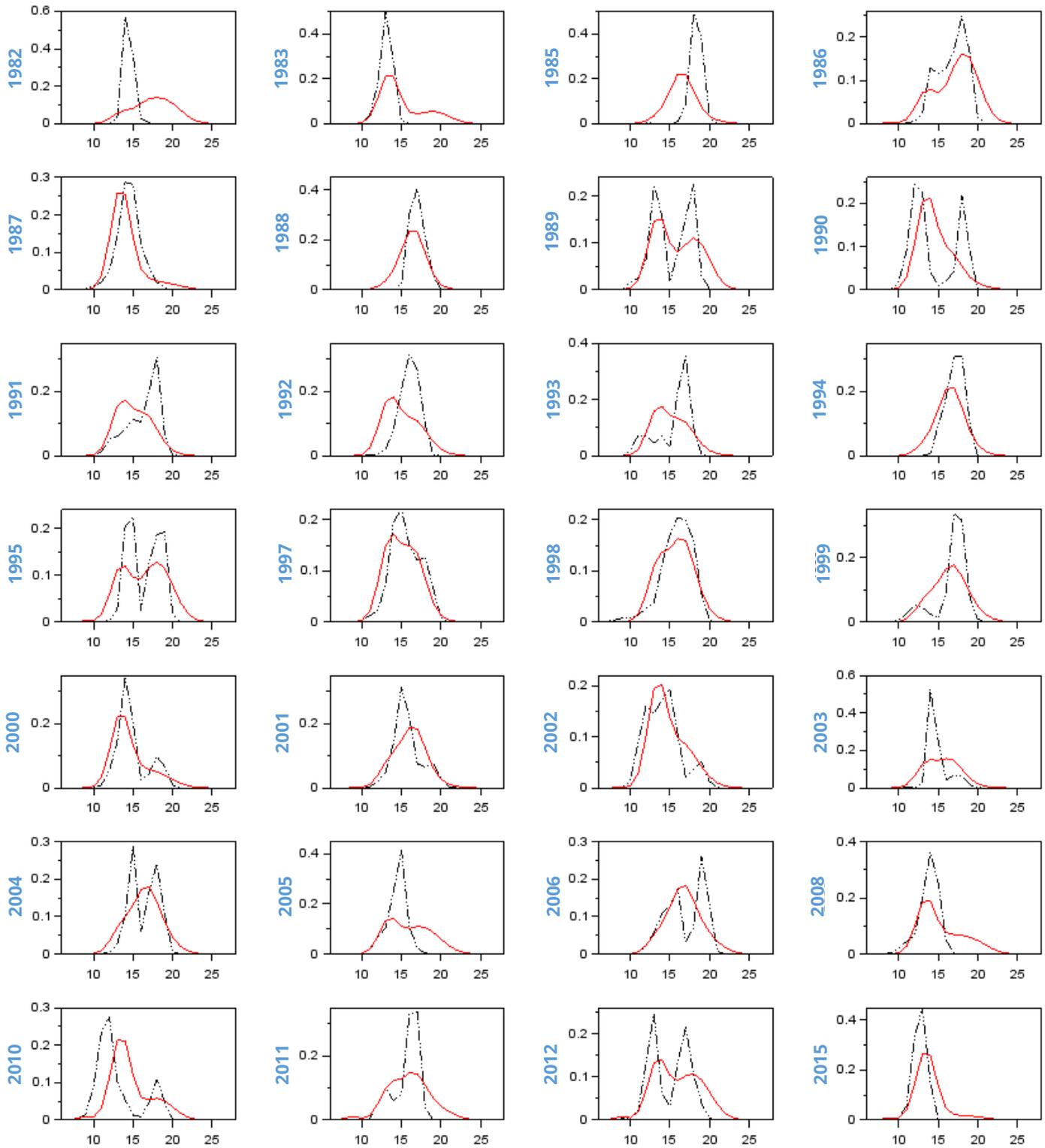


Figura 15. Ajuste del modelo integrado de evaluación MESTOCKL (línea roja) a las frecuencias de tallas (líneas segmentadas negras) del recurso chuhueco.

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
```

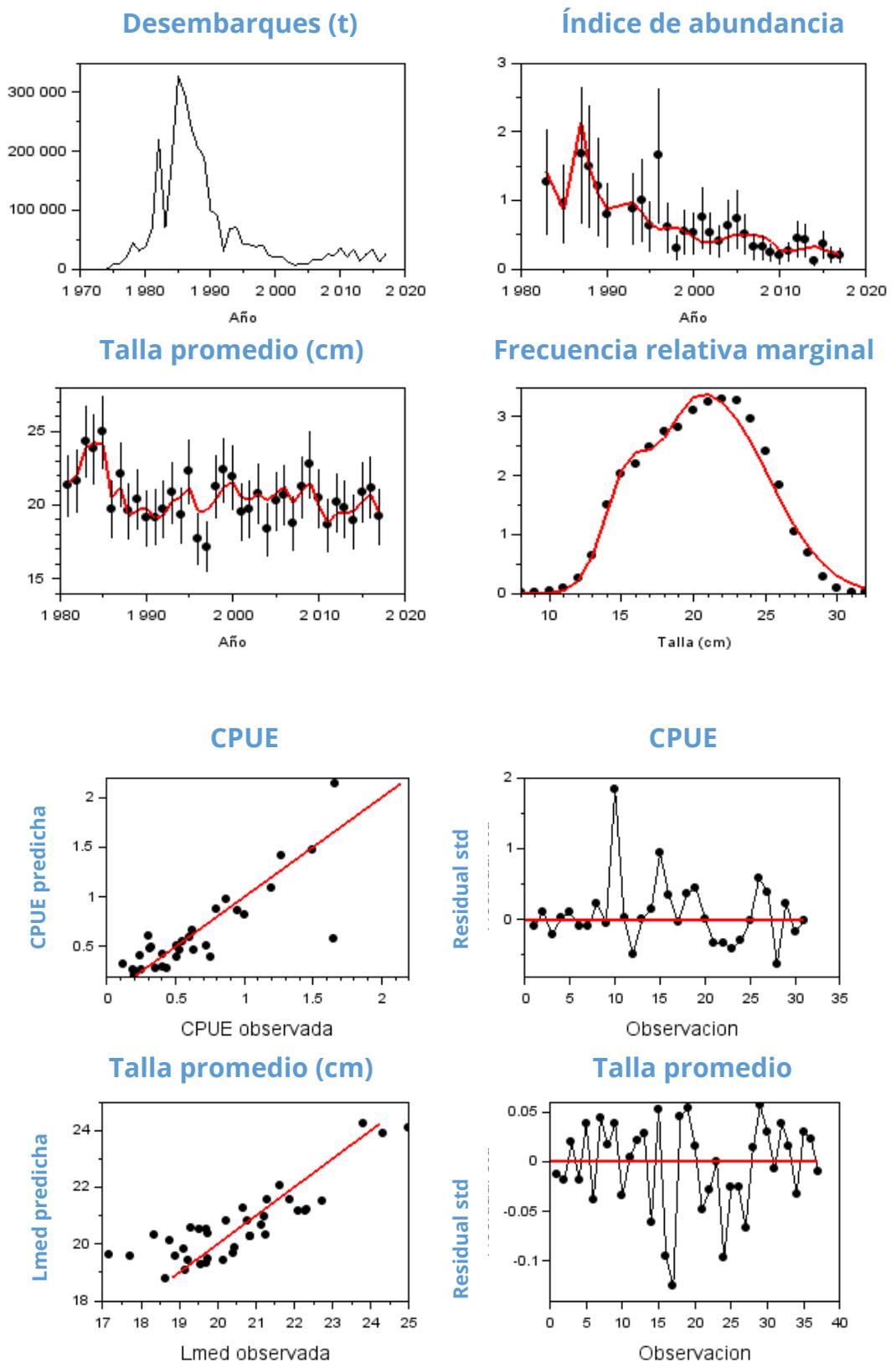


Figura 16. Ajuste y diagnóstico del modelo integrado de evaluación MESTOCKL a los datos del recurso pinchagua.

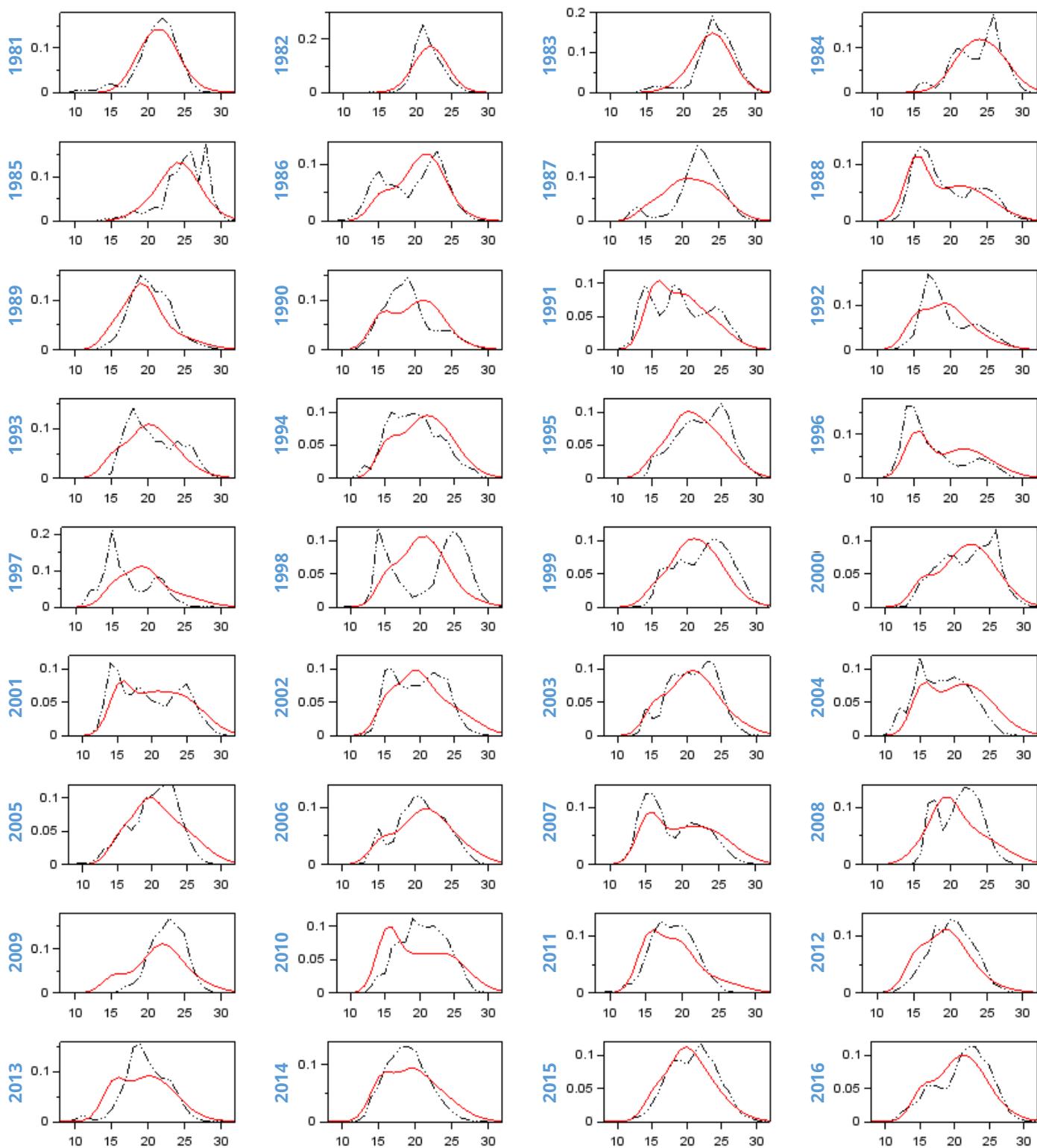


Figura 17. Ajuste del modelo integrado de evaluación MESTOCKL (línea roja) a las frecuencias de tallas (líneas segmentadas negras) del recurso pinchagua.

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:
0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000 0.000000000000
0.000000000000
# 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:
0.000000000000
# 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*).

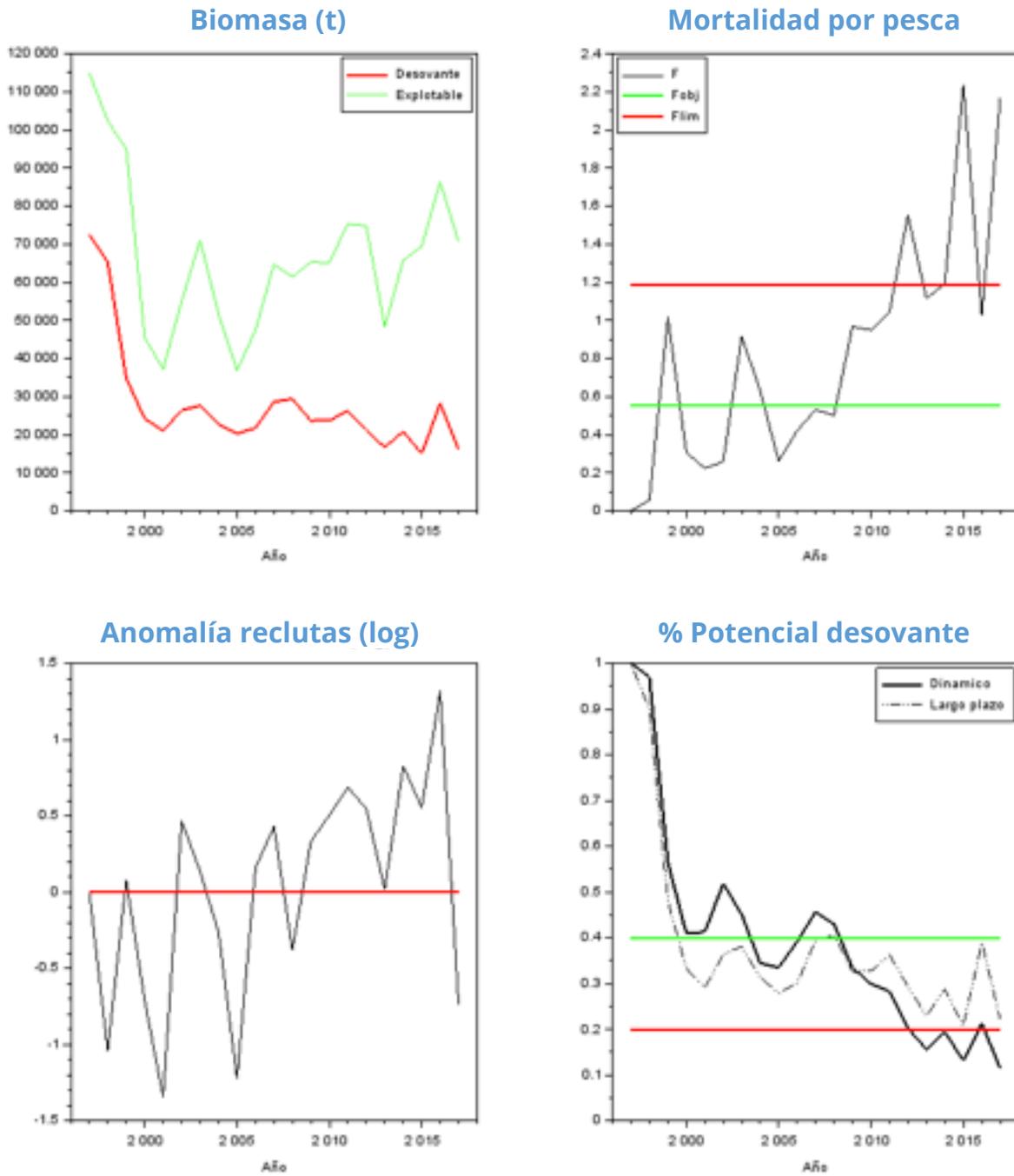


Figura 18. Biomasa, mortalidad por pesca, reclutamiento y potencial desovante del recurso botella.

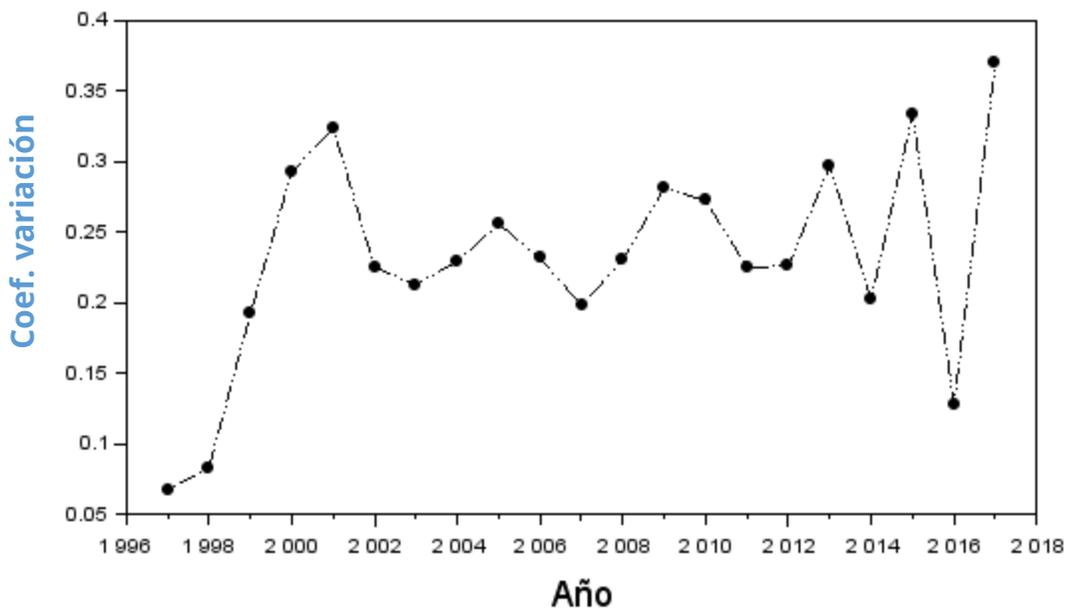
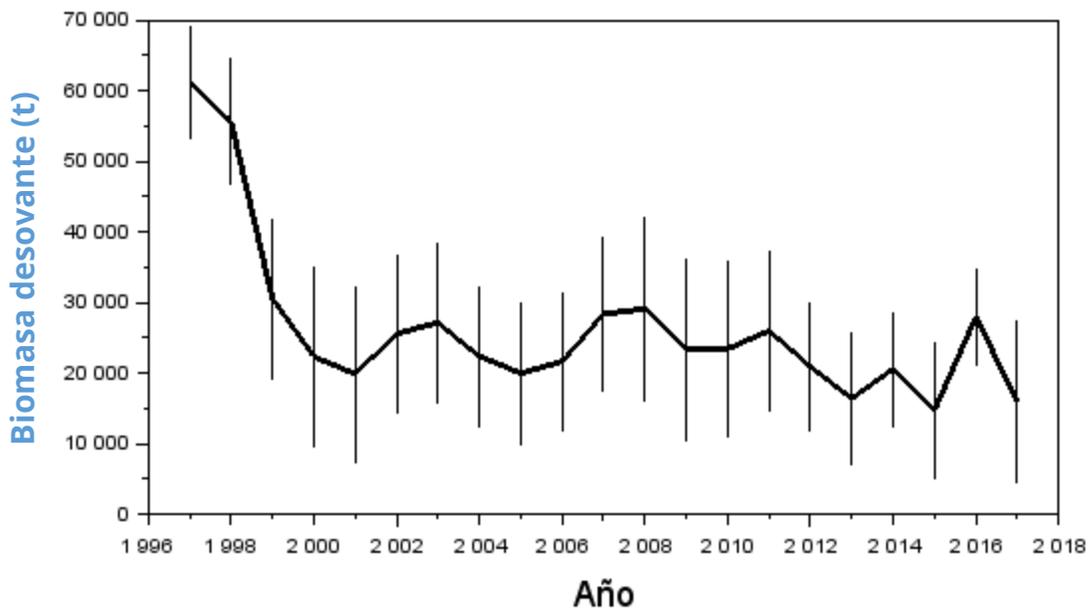


Figura 19. Intervalos de confianza al 95% (barras verticales) y coeficiente de variación de la biomasa desovante del recurso botella.

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	2533
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

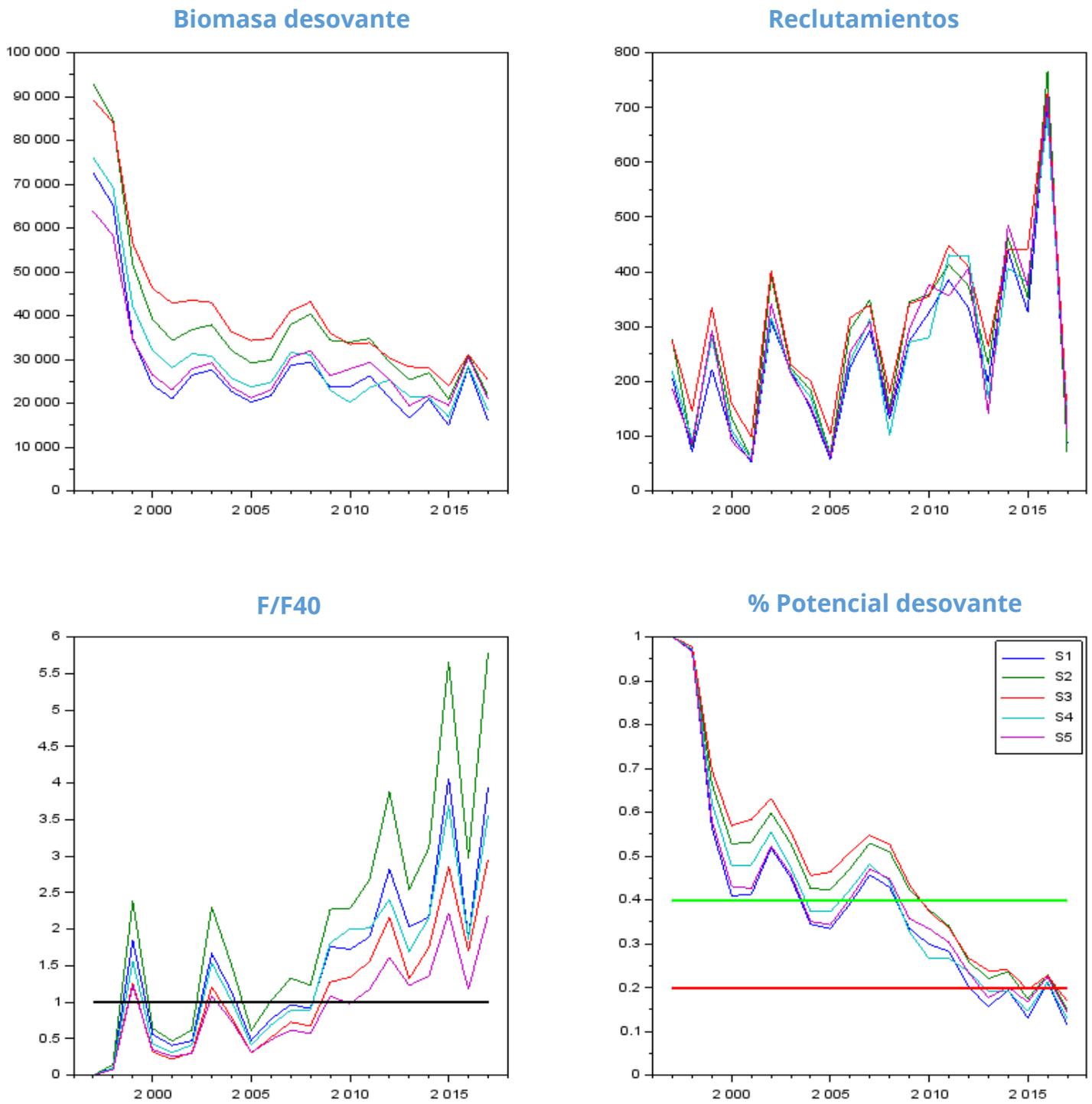


Figura 20. Escenarios de biomasa, reclutamiento, mortalidad por pesca y potencial desovante del recurso botella

Kobe Plot

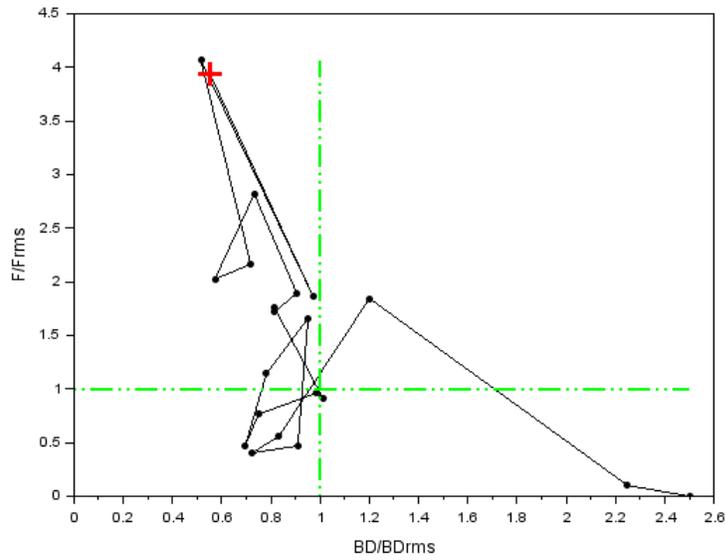


Figura 21. Diagrama de Kobe del recurso botella.

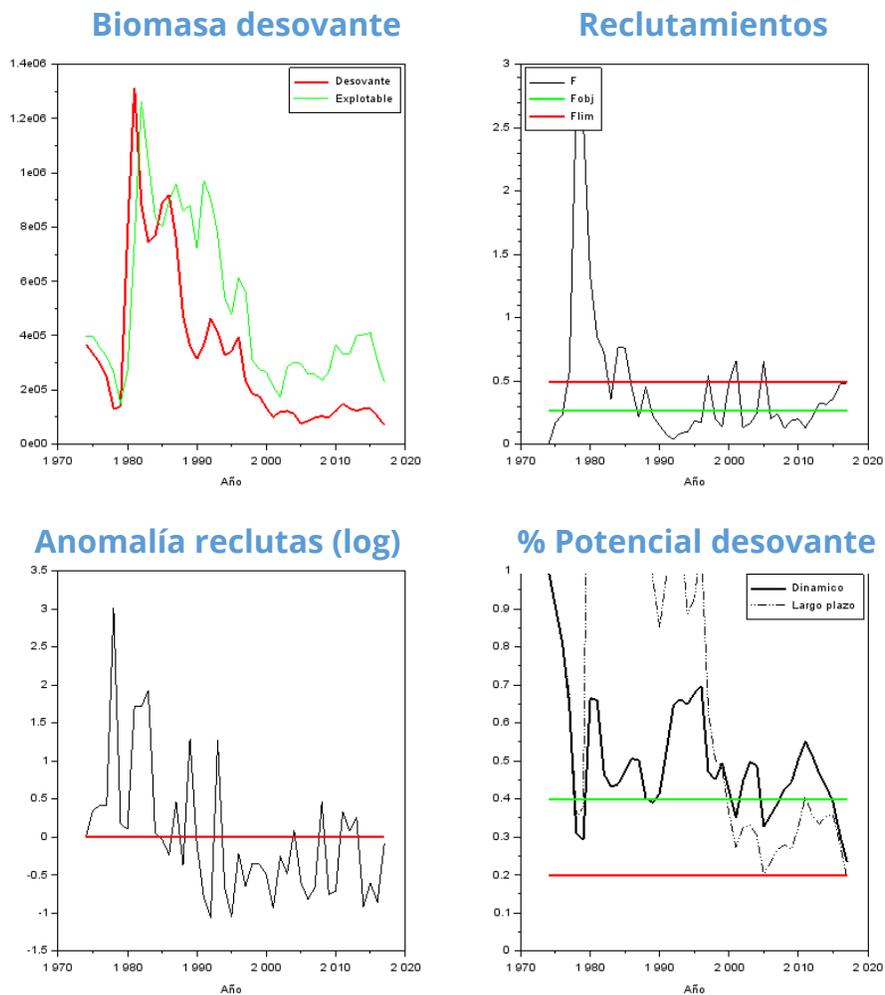


Figura 22. Biomasa, mortalidad por pesca, reclutamiento y potencial desovante del recurso macarela.

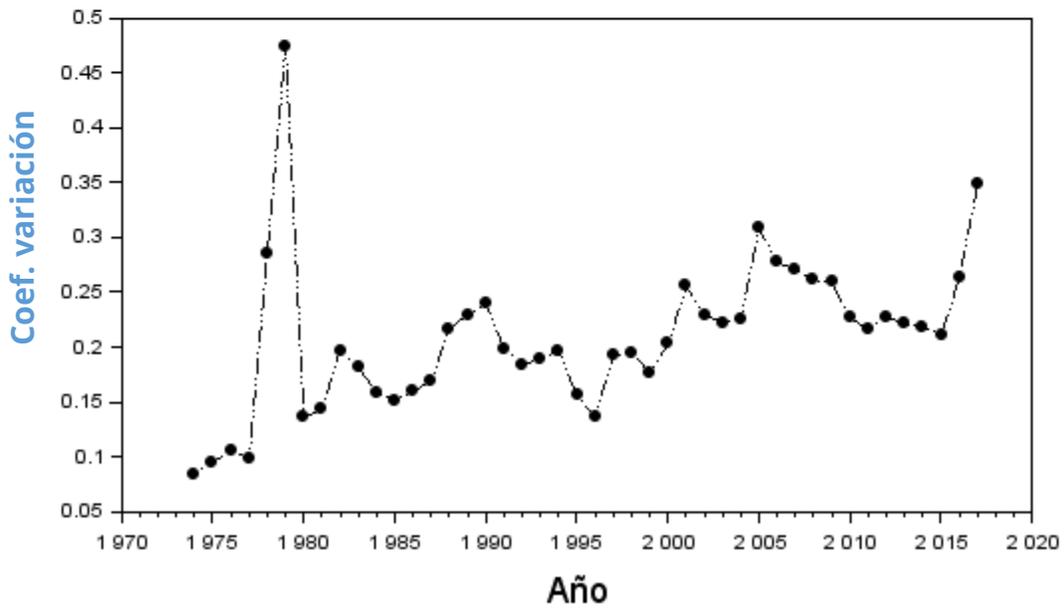
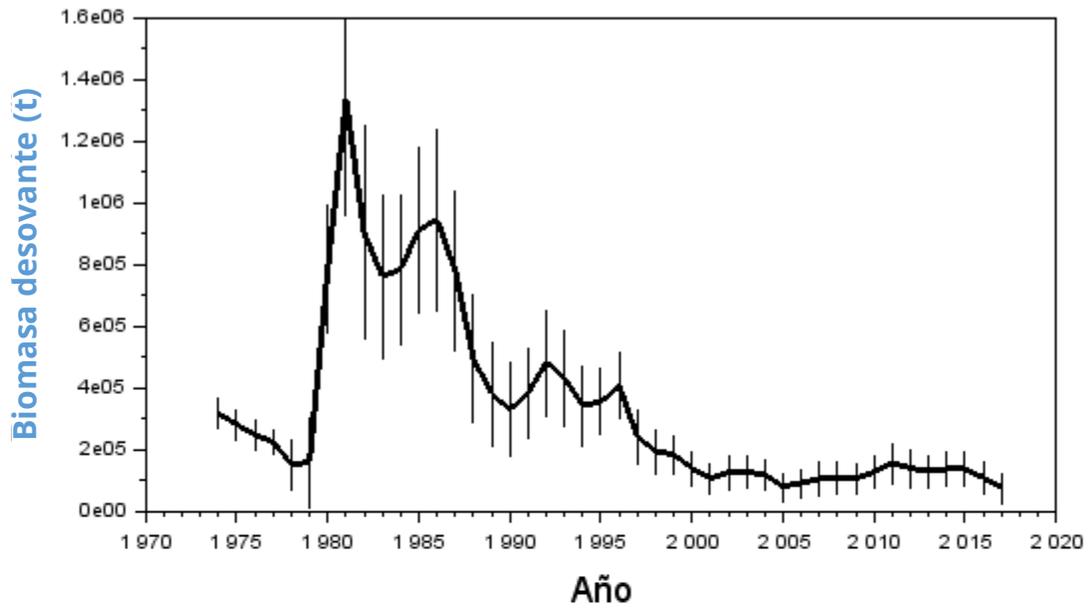


Figura 23. Intervalos de confianza al 95% (barras verticales) y coeficiente de variación de la biomasa desovante del recurso macarela.

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 ₀ (t)	BD _{rms} (t)	F _{rms}	F _{lim}	%B ₀	BD(t)	F	LL _{total}
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	2745

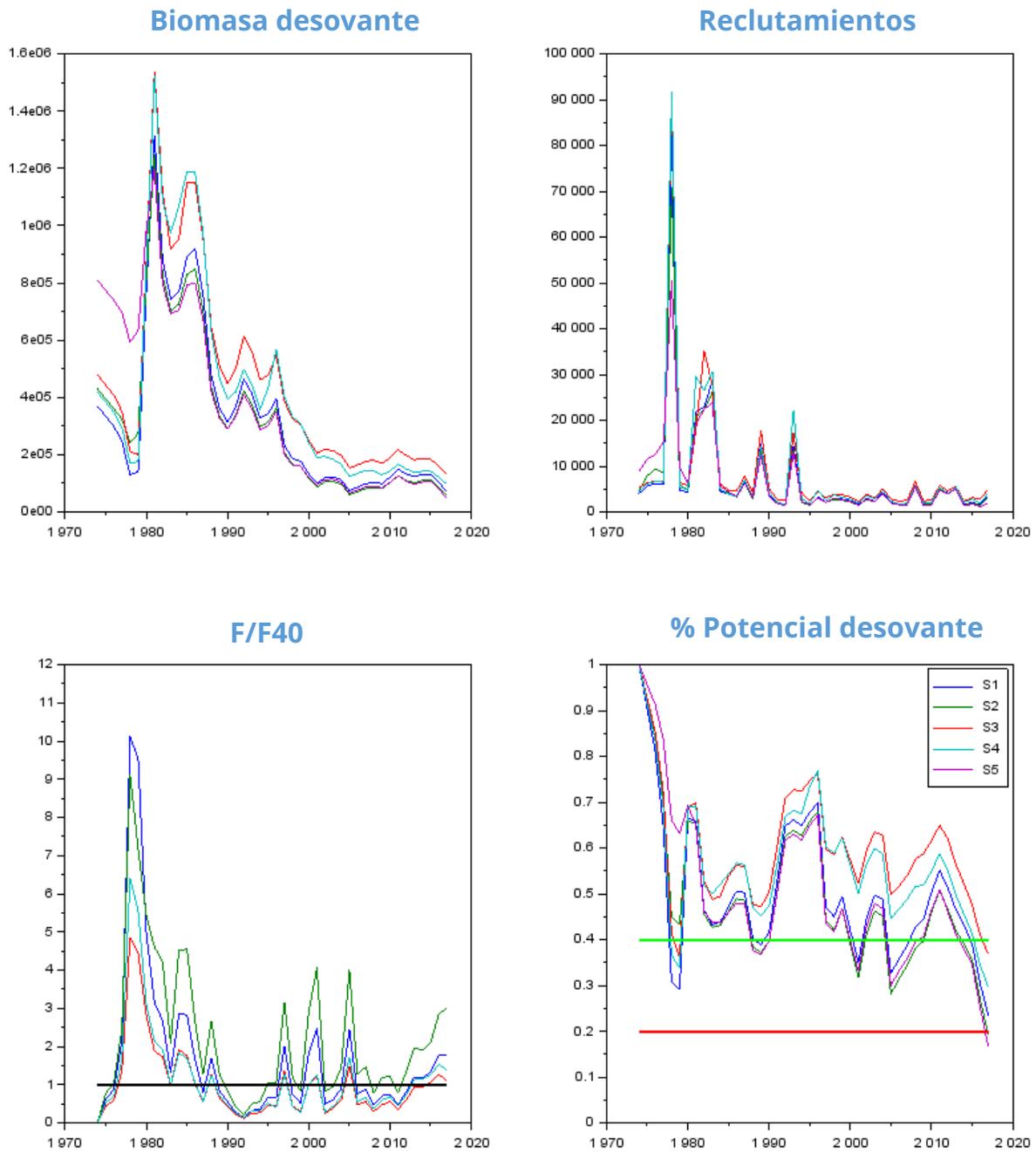


Figura 24. Escenarios de Biomasa, reclutamiento, mortalidad por pesca y potencial desovante del recurso macarela.

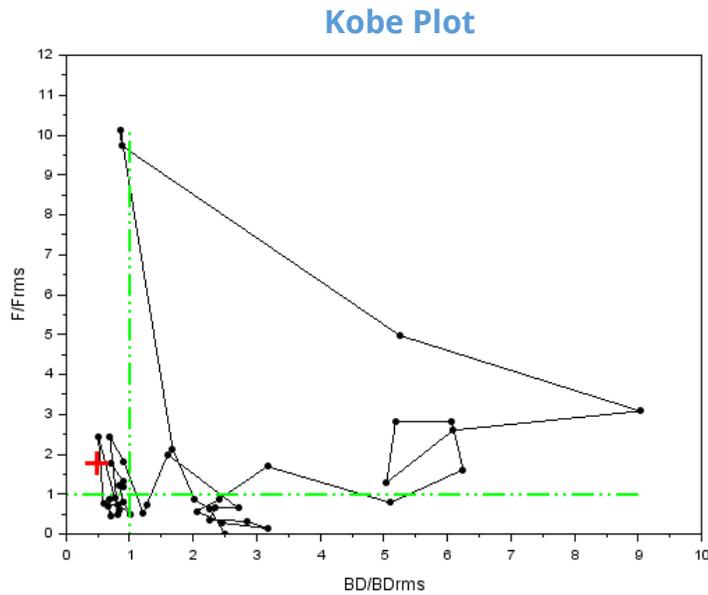


Figura 25. Diagrama de Kobe del recurso macarela.

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 F40% en los años más recientes, generando consigo la reducción

poblacional por debajo del punto biológico de referencia (11%B0). 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 ($B/B_{40}<0.4$).

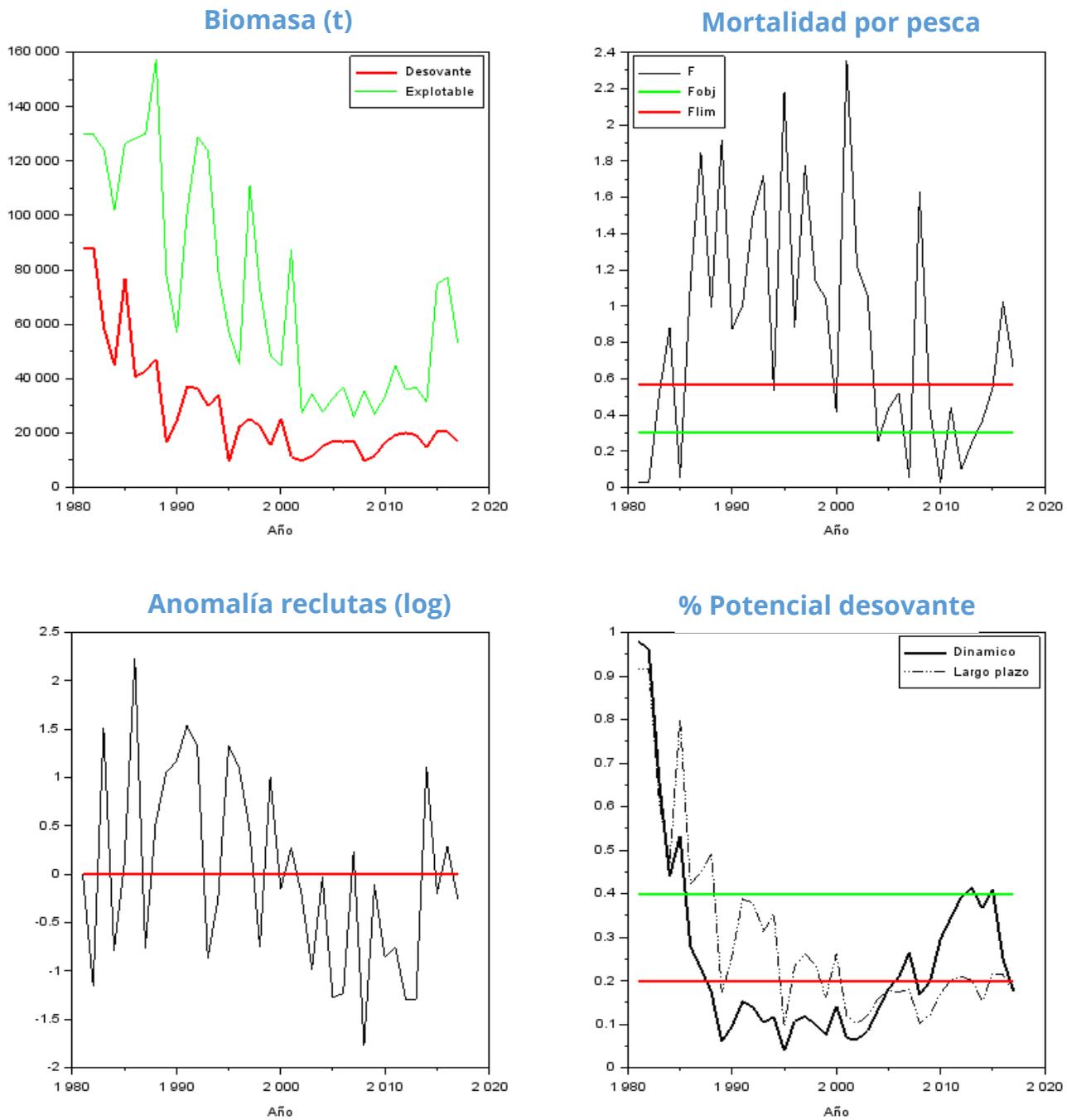


Figura 26. Biomasa, mortalidad por pesca, reclutamiento y potencial desovante del recurso chuhueco.

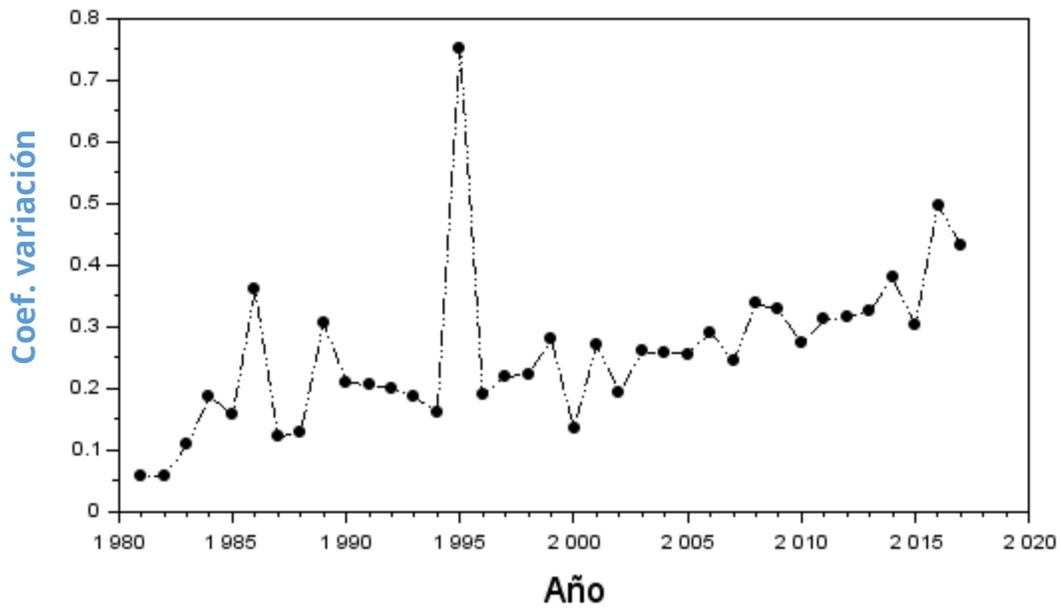
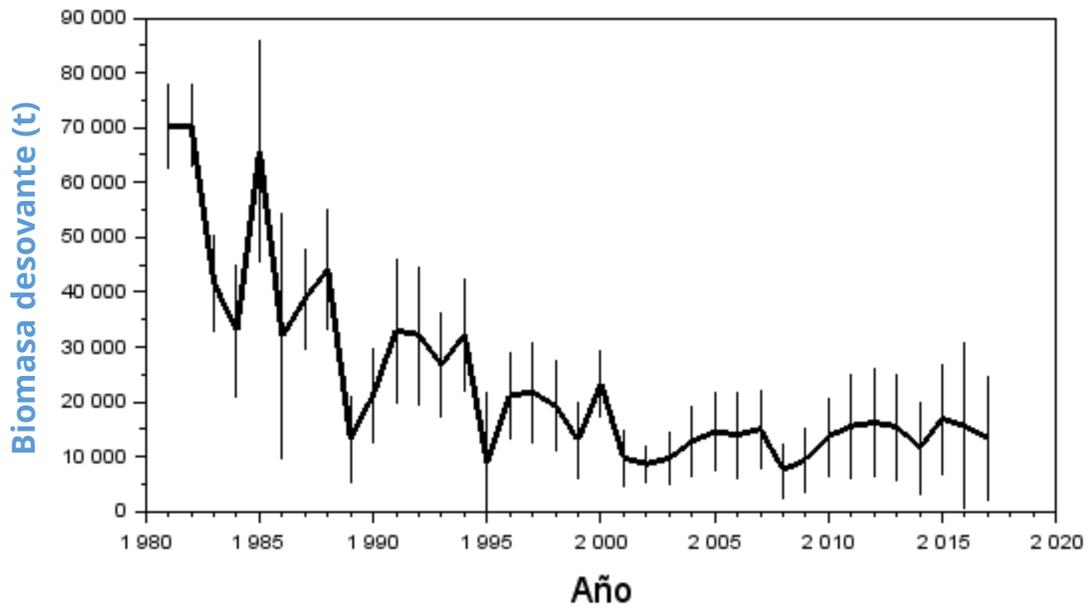


Figura 27. Intervalos de confianza al 95% (barras verticales) y coeficiente de variación de la biomasa desovante del recurso chuhueco.

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_0 (t)	BD_{rms} (t)	F_{rms}	F_{lim}	$\%B_0$	BD(t)	F	LL_total
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	2994

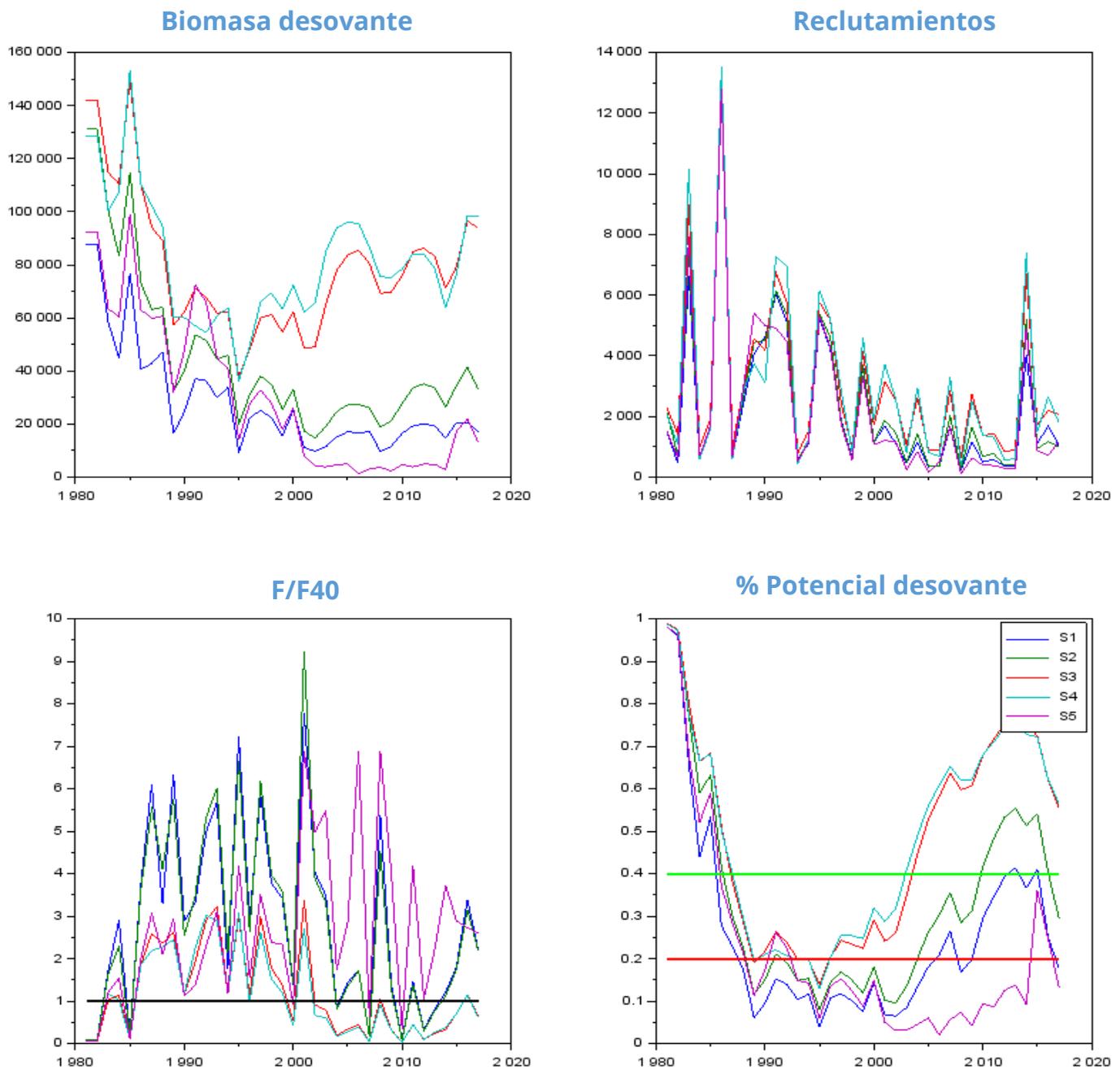


Figura 28. Escenarios de biomasa, reclutamiento, mortalidad por pesca y potencial desovante del recurso chuhueco.

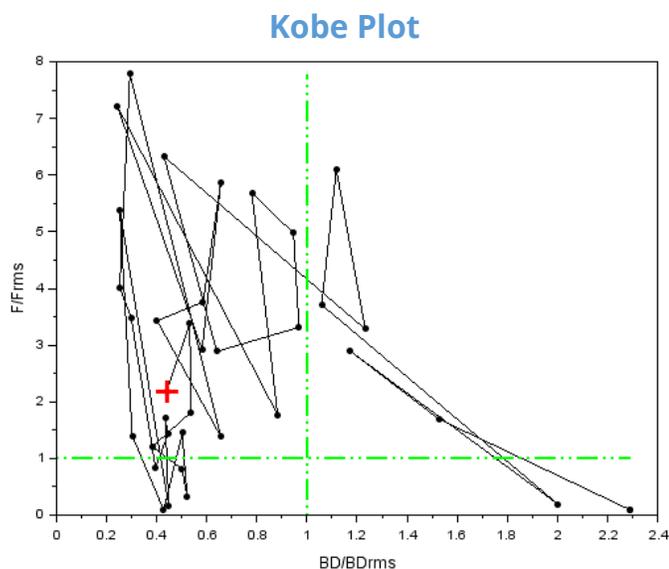


Figura 29. Diagrama de Kobe del recurso chuhueco.

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 ($B/B_{40}=0.5$).

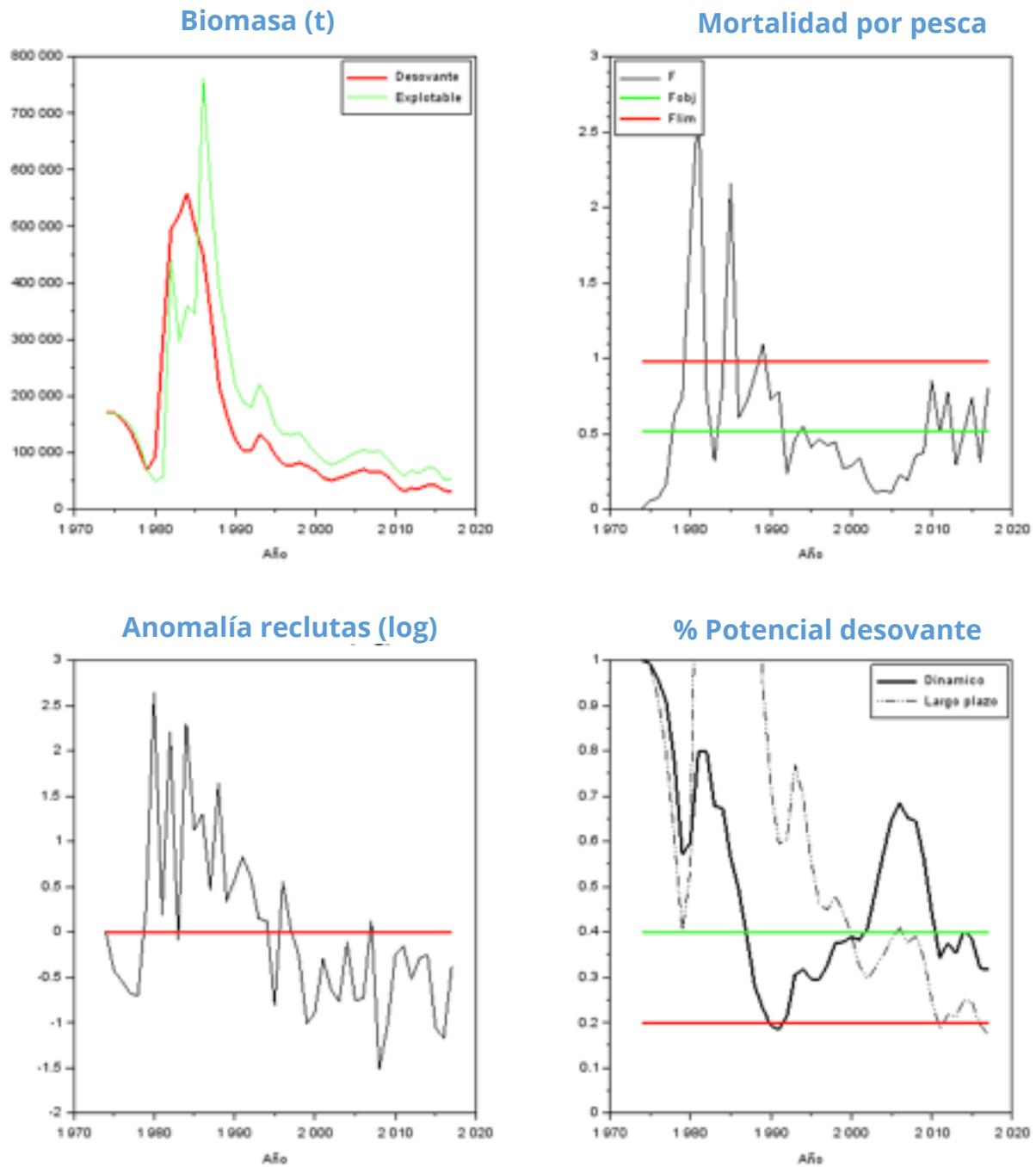


Figura 30. Biomasa, mortalidad por pesca, reclutamiento y potencial desovante del recurso pinchagua.

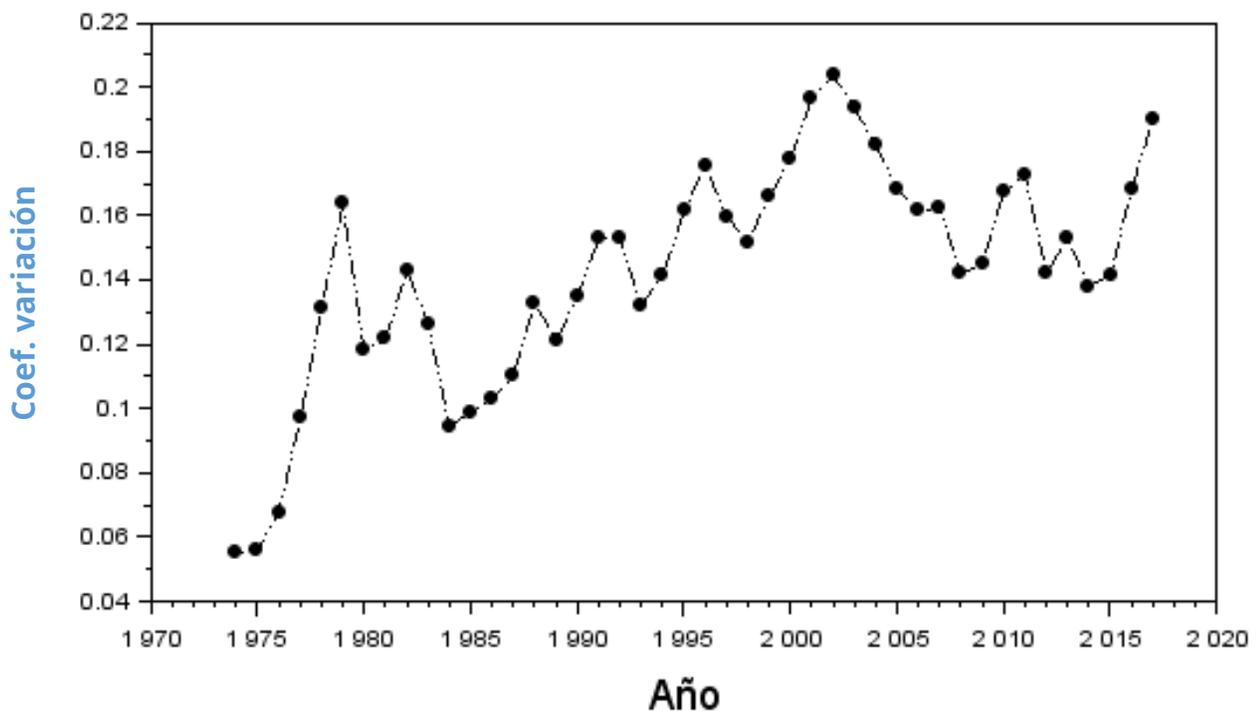
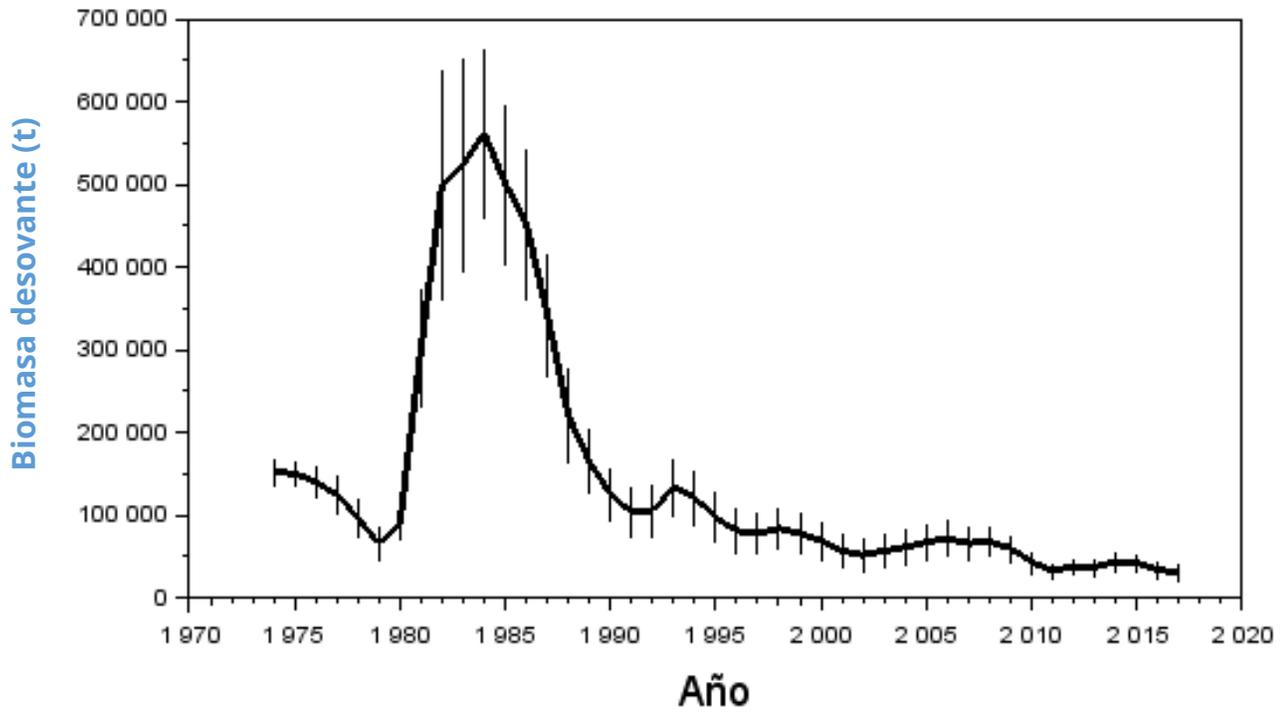


Figura 31. Intervalos de confianza al 95% (barras verticales) y coeficiente de variación de la biomasa desovante del recurso pinchagua.

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	9015

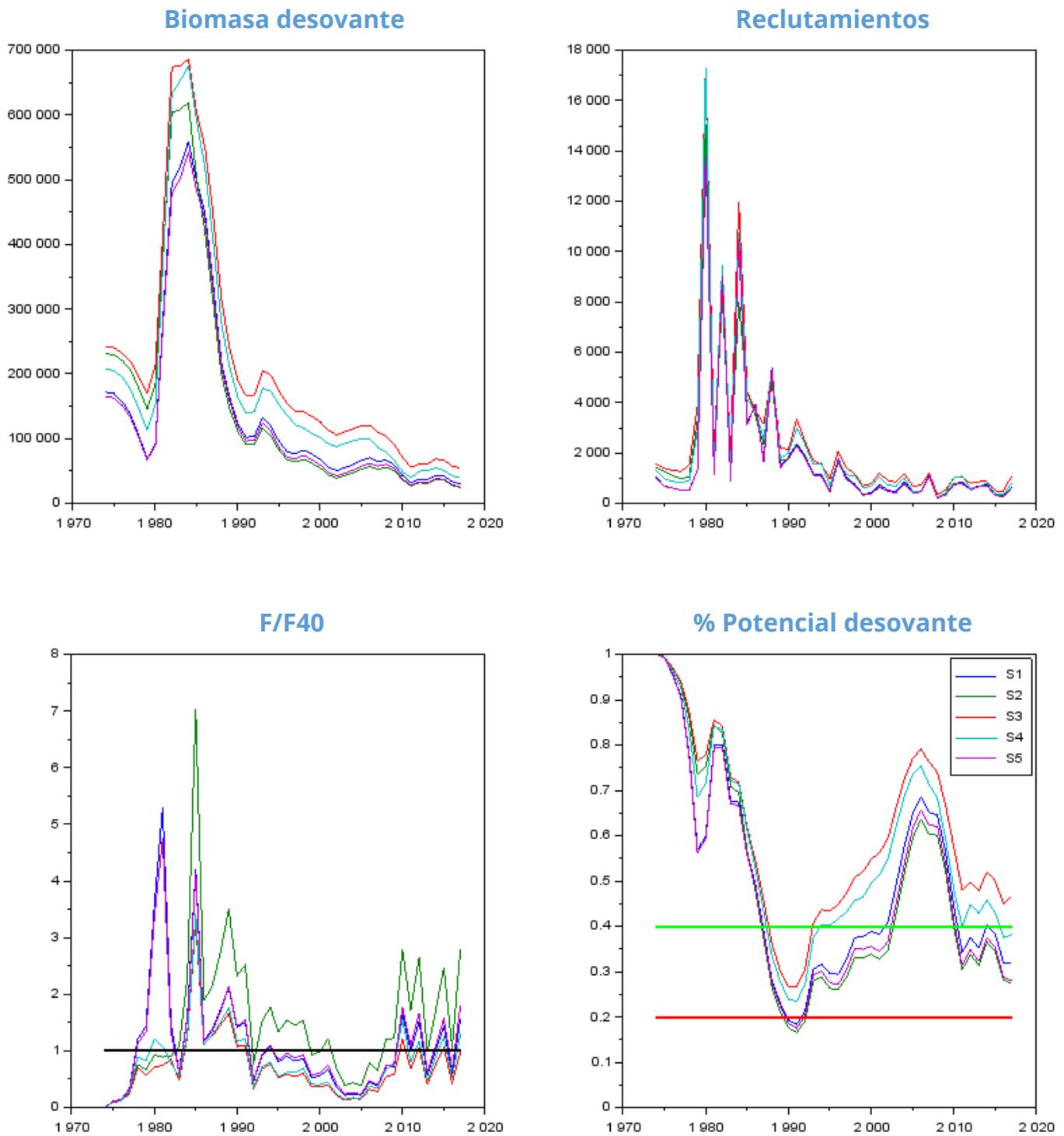


Figura 32. Escenarios de Biomasa, reclutamiento, mortalidad por pesca y potencial desovante del recurso pinchagua.

Kobe Plot

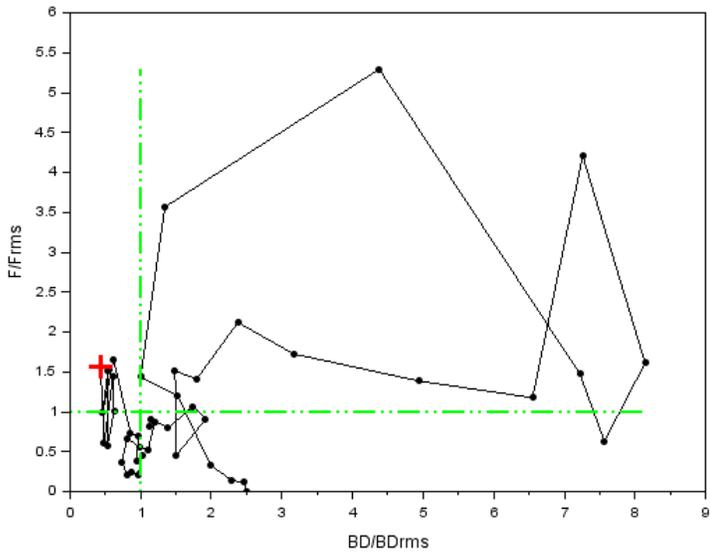


Figura 33. Diagrama de Kobe del recurso pinchagua.

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 (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.
- 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			3472	3476.4	
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 ***

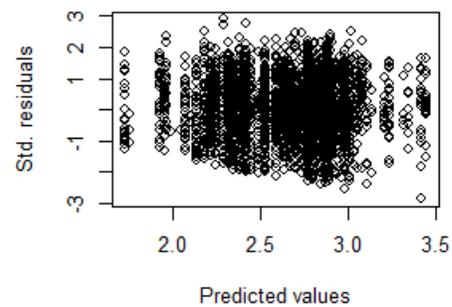
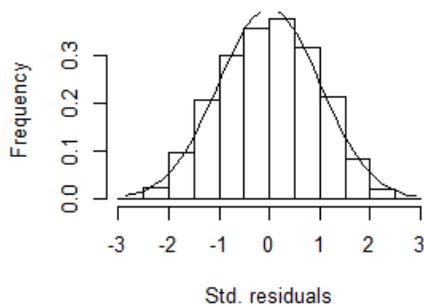
Model: Gamma, link: identity

Response: log(Captura)

Terms added sequentially (first to last)

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL			3472	636.10	
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

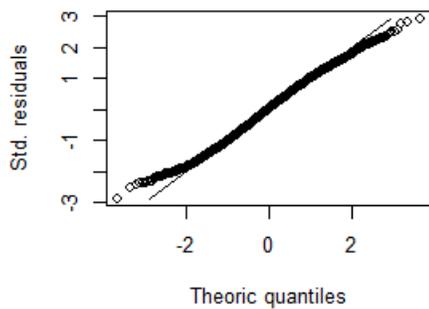


Figura A1. Medidas de diagnóstico del modelo GLM aplicado a datos de rendimientos diarios de trompeta

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	***

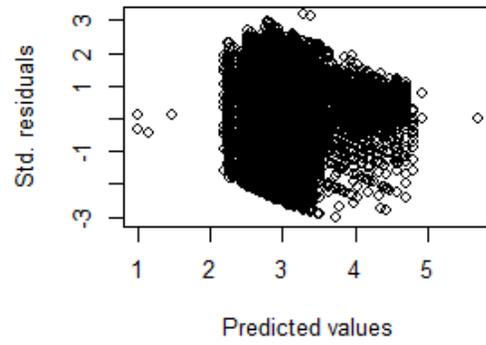
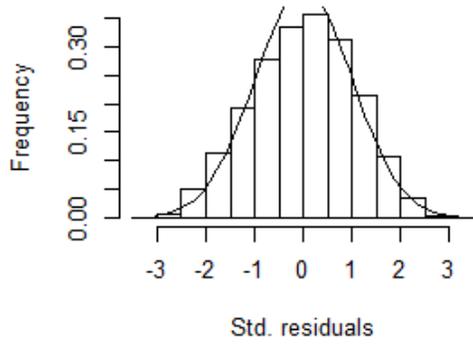
Model: Gamma, link: identity

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

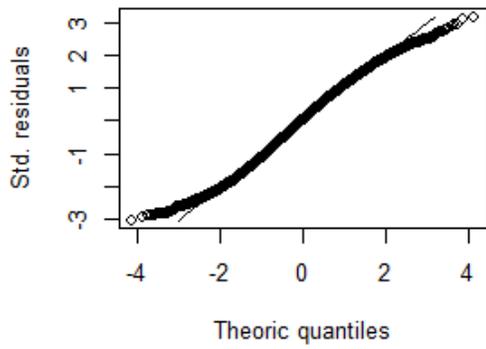


Figura A2. Medidas de diagnóstico del modelo GLM aplicado a datos de rendimientos diarios de macarela.

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 ***

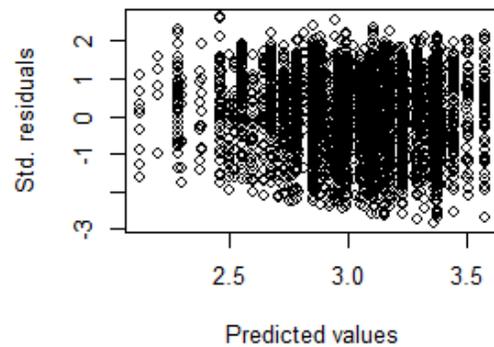
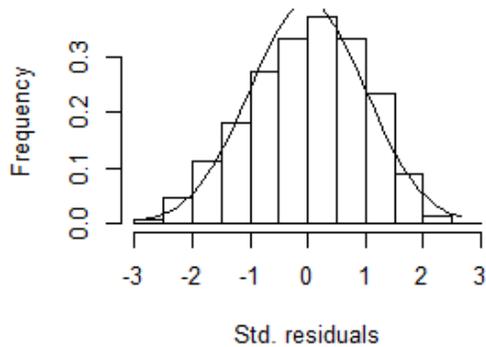
Model: Gamma, link: identity

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

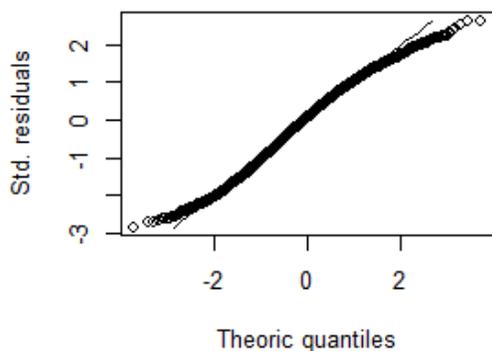


Figura A3. Medidas de diagnóstico del modelo GLM aplicado a datos de rendimientos diarios de corbata

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	***

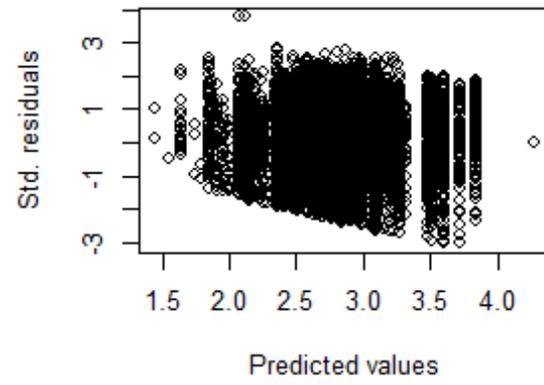
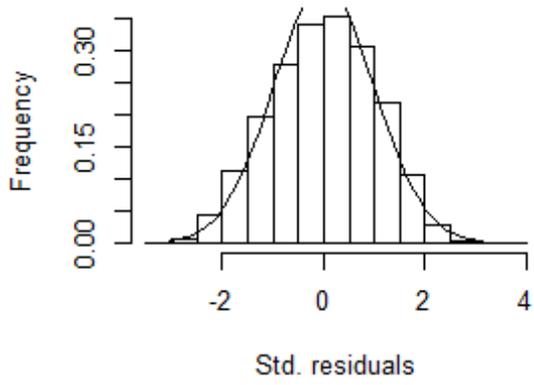
Model: Gamma, link: identity

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

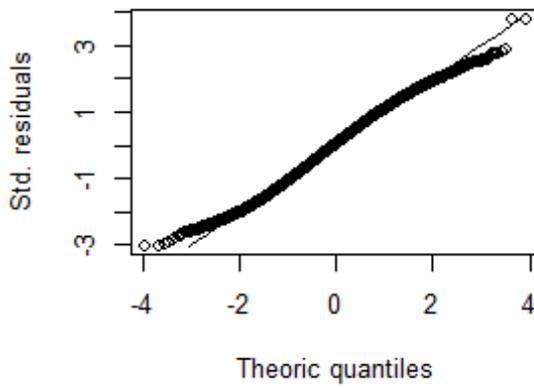


Figura A4. Medidas de diagnóstico del modelo GLM aplicado a datos de rendimientos diarios de picudillo.

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

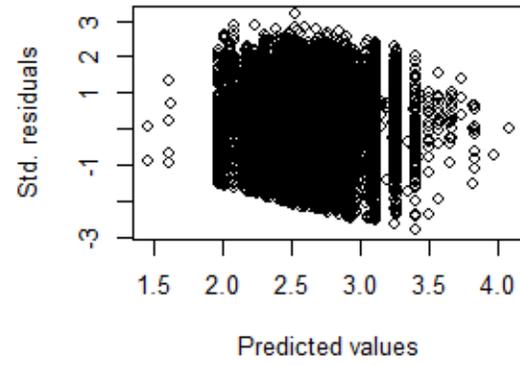
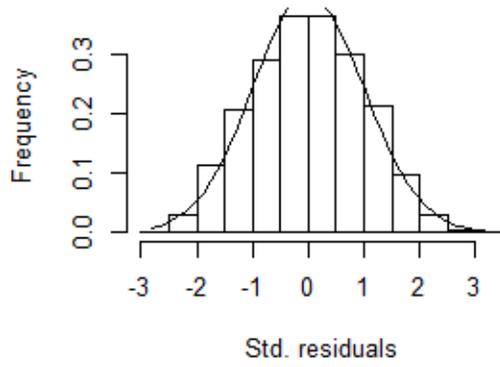
Model: gaussian, link: identity
 Response: log(Captura)
 Terms added sequentially (first to last)

	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

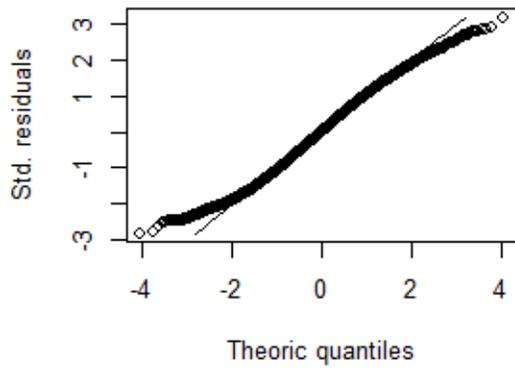


Figura A5. Medidas de diagnóstico del modelo GLM aplicado a datos de rendimientos diarios de botella.

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	***

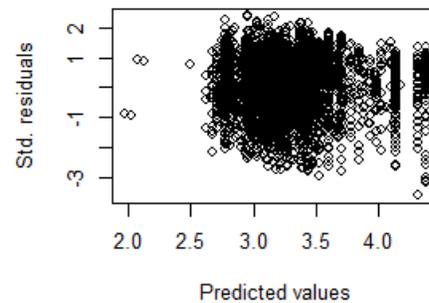
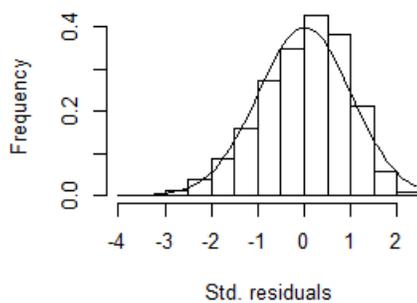
Model: Gamma, link: identity

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

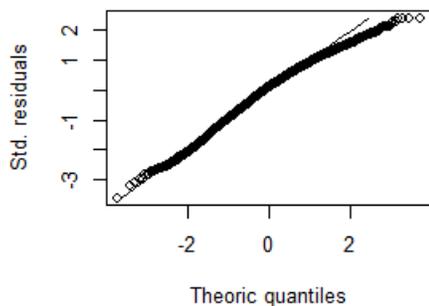


Figura A6. Medidas de diagnóstico del modelo GLM aplicado a datos de rendimientos diarios de chuhueco.

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	51.562	2245		2399.8	3.613e-12 ***
Year 25	186.201	2220		2213.6	< 2.2e-16 ***
buque 3	44.134	2217		2169.4	8.803e-10 ***

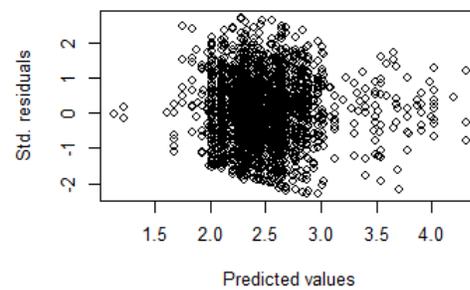
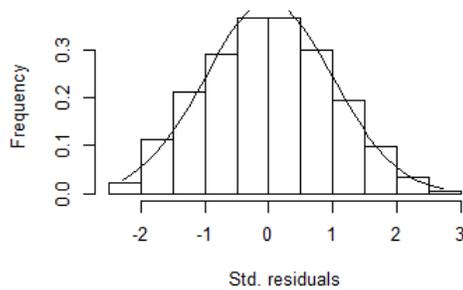
Model: Gamma, link: identity

Response: log(Captura)

Terms added sequentially (first to last)

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

Histogram of Residuals



Normal Q-Q Plot

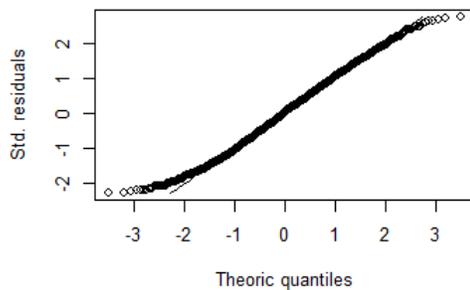


Figura A7. Medidas de diagnóstico del modelo GLM aplicado a datos de rendimientos diarios de sardina redonda.

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 ***

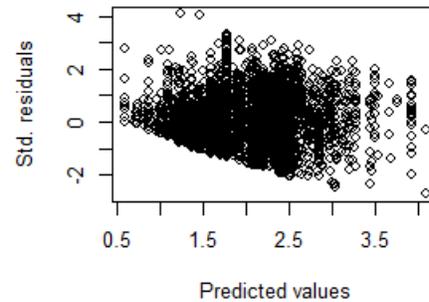
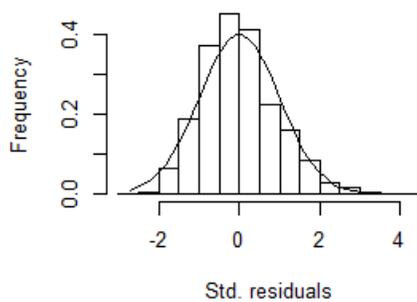
Model: Gamma, link: identity

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

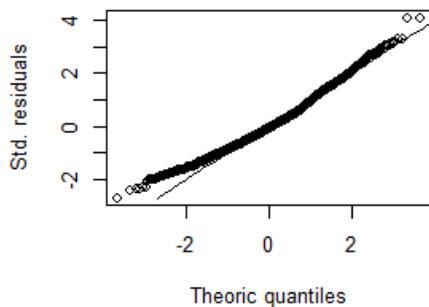


Figura A8. Medidas de diagnóstico del modelo GLM aplicado a datos de rendimientos diarios de pinchagua

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 Ψ la selectividad	$Z_a = M + F_{cr}\Psi_a$
<u>Selectividad</u> Donde A50 es la edad al 50% de retención y Δ 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), σ la desviación de la talla a la edad	$P_{l,a} = \int_{l_1}^{l_2} \exp\left\{ -\frac{1}{2\sigma_a^2} (l - L_a)^2 \right\} dl$ $L_a = L_{00}(1 - e^{-k}) + e^{-k} L_{a-1}$ $\sigma_a = a + b L_a$
<u>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 n^l 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 (π).</p>	$\sum l(x) + \sum \pi(\theta)$

MODELO MESTOCKL

Proceso	Ecuación
<p><u>Sobrevivencia</u></p> <p>a es la edad y t es el año</p> <p>$A+$= 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>F_t es el efecto anual o mortalidad por pesca de completo reclutamiento.</p> <p>M es la mortalidad natural anual y Ψ la selectividad</p>	$Z_{a,t} = M + F_t \psi_a$
<p><u>Selectividad</u></p> <p>Donde $A50$ es la edad al 50% de retención y σ 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>$\delta_t \sim N(0, \sigma_R^2)$ (prior), $\sigma_R = 0.6$</p> <p>$\ln R_0 \sim U[0, +\infty]$</p> <p>BD: biomasa reproductiva, R_0 reclutamiento virginal y BDo biomasa rep. virginal estimada a partir de R_0.</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>l es la longitud, L_{00} y k los parámetros de crecimiento (k anual), σ 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>w_l 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>O_l corresponde a la ojiva de madurez sexual a la longitud. El desove se supone anual de acuerdo con dos reclutamientos anuales</p> <p>dt 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>q es la capturabilidad y el factor Δt 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: $\hat{p}_{l,t} = \frac{P_{l,a} \hat{C}_{a,t}}{\sum_l P_{l,a} \hat{C}_{a,t}}$</p>

MODELO DE LOS ERRORES Y FUNCIÓN OBJETIVO

Función/fuente	-log-verosimilitud
<p><u>Índices de abundancia y desembarques</u></p> <p>σ_l 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 n^l 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 (π).</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

Revisión de pares de las evaluaciones de stock de las principales especies de pelágicos menores de Ecuador

Cadenas Mundiales Sostenibles
—Anexo de 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>Autora Carolina Minte-Vera</p>	<p>cminte@iattc.org Programa de Evaluación de Poblaciones Comisión Inter-Americana del Atún Tropical (CIAT)</p>
<p>© de la presente edición: Sustainable Fisheries Partnership</p> <p>Para citar este documento:</p> <p>Minte-Vera, C.V. (2019). Revisión de las evaluaciones de stocks de las principales especies de pelágicos menores de Ecuador. Cadenas Mundiales Sostenibles—Anexo de Informe Científico No. 1. Honolulu: Sustainable Fisheries Partnership Foundation & Instituto Nacional de Pesca. 38 pp.</p>	
<p>Foto de portada: Ministerio de la Producción y Pesca Foto 1: Armada Nacional Foto 2: Anuario Pesquero y Acuícola Fotos cedidas por cortesía de la Cámara Nacional de Pesquería (CNP)</p>	

ÍNDICE

<u>ANTECEDENTES</u>	88
<u>INTRODUCCIÓN</u>	88
<u>METODOLOGIA</u>	88
<u>RESULTADOS</u>	89
<u>SUPUESTOS SOBRE LA ESTRUCTURA DE LAS POBLACIONES</u>	89
<u>PARÁMETROS DE HISTORIA DE VIDA</u>	90
<u>NIVEL DE INFORMACIÓN / CONTRASTE EN LOS DATOS PARA FINES DE EVALUACIÓN DE STOCK</u>	94
<u>ÍNDICES DE ABUNDANCIA Y PROCESAMIENTO DE DATOS</u>	94
<u>ENFOQUE DE EVALUACIÓN UTILIZADO</u>	97
<u>CALIDAD DE LAS ESTIMACIONES Y NIVELES DE INCERTIDUMBRE</u>	99
<u>DIAGNÓSTICO DE LAS POBLACIONES</u>	100
<u>BOTELLA (AUXIS SPP)</u>	100
<u>MACARELA (SCOMBER JAPONICUS)</u>	106
<u>CHUHUECO (CETENGRAULIS MYSTICETUS)</u>	108
<u>PINCHAGUA (OPISTHONEMA SPP)</u>	112
<u>OTRAS ESPECIES</u>	115
<u>CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES GENERALES</u>	117
<u>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</u>	118
<u>ANEXOS</u>	122
<u>VIDEOLLAMADA</u>	

Antecedentes

Este informe relata la revisión de las evaluaciones de stock de las principales especies pelágicas pequeñas en Ecuador, y de trabajos preparatorios realizados por el consultor Dr. Cristian Canales, Profesor Asociado de la Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Escuela de Ciencias del Mar, Laboratorio de Dinámica de Poblaciones Marinas y Modelamiento Estadístico (DIMARE). El trabajo fue realizado en el marco de una consultoría contratada por "Sustainable Fisheries Partnership Foundation" (SFP), como parte del proyecto Cadenas Mundiales Sostenibles de Productos del Mar y está vinculada con el Proyecto de Mejoras Pesqueras (FIP) para la pesquería de pelágicos pequeños a ser implementado en por la Cámara Nacional de Pesquerías en Ecuador. Los objetivos principales del trabajo del Dr. Canales fueron evaluar el estado de diferentes stocks de peces pelágicos pequeños y capacitar a investigadores y técnicos del Instituto Nacional de Pesca del Ecuador (INP) en metodologías para evaluación de stocks.

Introducción

Con el ánimo de avanzar en el desarrollo y la implementación de un procedimiento de gestión pesquera transparente y verificable, fue solicitado este trabajo de revisión. El propósito de la revisión fue evaluar el desempeño general del enfoque de evaluación de stock propuesto por el Dr. Cristian Canales, su aplicación y resultados, y preparar recomendaciones a corto, mediano y largo plazo, de mejora de las evaluaciones.

Las evaluaciones de stock fueron realizadas para los siguientes stocks de pequeños pelágicos en Ecuador:

Picudillo *Decapterus macrosoma*,

Chuhueco *Cetengraulis mysticetus*,

Sardina redonda *Etrumeus teres*,

Macarela *Scomber japonicus*,

Corbata *Trichiurus lepturus*

incluyendo los complejos de especies:

Botella *Auxis* spp y

Pinchagua *Opisthonema* spp,

Además, se hizo mención a dos especies demersales, y se aplicaron algunos métodos:

Trompeta *Fistularia corneta*,

Roncador *Haemulopsis axillaris*.

Para los stocks de macarela *Scomber japonicus*, botella *Auxis* spp, pinchagua *Opisthonema* spp y Chuhueco *Cetengraulis mysticetus* se utilizaron modelos integrados. Para esos stocks y para la corbata, picudillo, roncador y sardina redonda también se utilizaron métodos basados en datos de distribuciones de tallas.

La revisión del desempeño presentada en este informe se centró en:

- Los supuestos sobre la estructura de las poblaciones.
- La consistencia de los parámetros de la historia de vida (crecimiento, mortalidad natural y madurez).
- El nivel de información / contraste en los datos para fines de evaluación de stock (desembarques, composiciones de tamaño de desembarque, tasas de abundancia, etc.).
- La metodología para la generación de índices de abundancia y procesamiento de datos.
- Los criterios en la aplicabilidad del enfoque de evaluación utilizado.
- La calidad de las estimaciones y niveles de incertidumbre.
- El diagnóstico de las poblaciones.

Metodología

Para revisar la evaluación de stock de las principales especies pelágicas pequeñas en Ecuador fueron analizados tres informes (Canales 2019a, 2019b, 2019c). Se tuvo acceso a los códigos de los modelos MODACT y MES-TOCKL. Además, se asistió a una videollamada (Anexo I) con el equipo científico del Instituto Nacional de Pesca (INP) y el Dr. Cristian Canales, quienes presentaron los resultados de

la evaluación del stock y respondieron a preguntas.

El primer informe (Canales, 2019a) incluye conclusiones preliminares y recomendaciones sobre los datos, el sistema de seguimiento y manejo de recursos pesqueros del Ecuador, y detalla el análisis histórico de evaluaciones de stock pasadas y encuestas de investigación, las medidas de gestión adoptadas y el sistema nacional de recopilación de datos.

El segundo informe (Canales, 2019b) incluye resultados extendidos sobre la capacitación e implementación de metodologías en evaluación de stock. En detalle, incluye:

- a) La descripción del trabajo completado durante la visita de campo en Ecuador del consultor;
- b) La revisión de las alternativas de evaluación de stock que podrían implementarse.
- c) La propuesta de modelos de evaluación de stock para implementar en Ecuador.
- d) El listado de los acuerdos y compromisos del INP para recopilar información que aplicó en los modelos de evaluación de stock y en el enfoque de gestión sugerido por el consultor.
- e) La descripción de las recomendaciones detalladas para la recopilación de datos y necesidades analíticas para apoyar el enfoque de evaluación de stock.
- f) El relato de las actividades de capacitación de científicos del INP.

El tercer informe (Canales, 2019c) describe las evaluaciones de stock de las nueve especies.

Se inspeccionaron los códigos de los modelos de evaluación MODACT y MESTOCKL programados en *Automatic Differentiation Model Builder* (ADMB, Fournier *et al.* 2012) y un ejemplo de archivo de entrada de datos.

Resultados

SUPUESTOS SOBRE LA ESTRUCTURA DE LAS POBLACIONES

Fundamento: Idealmente, la unidad básica de la ordenación pesquera debería ser una población que se reponga por sí misma. El supuesto primordial para evaluar un stock es analizar si está compuesto por una población con la capacidad de auto reposición.

Supuestos: En el trabajo analizado se considera que los estoques que son objeto del análisis están distribuidos en la ecorregión de *Guayaquil* como definida en Spalding *et al.* (2007), visto que las capturas ecuatorianas de esos stocks están dentro de esos límites. Se supone entonces que los stocks analizados son poblaciones cerradas dentro de las aguas ecuatorianas y que siguen las condiciones ambientales locales.

Justificativa presentada: Este supuesto es justificado en los informes por el hecho de que más del 70% de las capturas son desembarcadas de Manta hacia el sur.

Análisis: La caracterización biogeográfica de la región depende de los criterios utilizados por Spalding *et al.* (2007). Por ejemplo, Sullivan Sealey y Bustamante (1999) sitúan la parte norte de Ecuador en la ecorregión del *Panama Bight*, junto con Panamá y Colombia, y la parte centro y sur del Ecuador en y la ecorregión de *Guayaquil*, junto con la parte norte del Perú. Spalding *et al.* (2007) usaron criterios prácticos y de parsimonia para definir la ecorregión. Es posible que diferentes especies tengan diferentes distribuciones dependiendo de sus adaptaciones. Es un argumento plausible para los pequeños pelágicos más costeros como las tres especies de *Opisthonema* spp (pinchagua) y el chuhueco (*Cetengraulis mysticetus*), pero se pone en duda para especies categorizadas como altamente migratorias, como las dos especies de botella *Auxis rochei* y *A. thazard*, como se discutirá en el punto sobre la evaluación de la botella. Aun para las especies de pequeños pelágicos, son necesarios más datos para dar soporte a este supuesto, pues la pesquería de

pequeños pelágicos en el Pacífico Colombiano también está dominada por las mismas especies (*p. ej.* Zapata *et al.*, 2007, 2011). No hubo mención de cuando de la captura podría ser

compartida con los países vecinos, Colombia y Perú. Más justificativas/discusión deberían ser dadas para cada uno de los stocks para ver si se puede aceptar este supuesto.

RECOMENDACIONES

Corto plazo:

- Producir mapas de la distribución de las capturas sobrepuestas a las ecorregiones como son definidas en Sullivan Sealey y Bustamante (1999) y Spalding *et al.* (2007).
- Producir mapas de la distribución de juveniles y adultos basado en los muestreos biológicos (si se tiene información de la localización de la muestra).

Mediano plazo: Estudiar la distribución espacial de los stocks en relación a las variables oceanográficas y a geografía marina.

Largo plazo: Realizar estudios de estructura de stocks en colaboración con los países vecinos.

Fundamento: Los parámetros de historia de vida determinan la productividad de las poblaciones y su susceptibilidad a impactos de la extracción por la pesca. Los resultados de evaluaciones de stock son altamente sensibles a supuestos de mortalidad natural, crecimiento, biología reproductiva, no solo por el efecto en la estimación de las variables de estado, pero también por el efecto en las estimaciones de los puntos biológicos de referencia (*p. ej.* Minte-Vera *et al.* 2019). Idealmente los parámetros de la historia de vida debieran corresponder a los stocks en evaluación. Un parámetro muchas veces descuidado en las evaluaciones de stock es el coeficiente de variación de la talla a la edad. Este parámetro puede tener gran influencia sobre la información que es extraída de las frecuencias de tallas.

Supuestos: Los valores para los parámetros de historia de vida de los nueve stocks en estudio (Tabla 1) fueron determinados a partir de revisión de la literatura bibliográfica especializada y consulta a la base de datos FishBase, además del uso de ecuaciones empíricas que relacionan estos parámetros entre sí. Los parámetros obtenidos son: crecimiento (L_{∞} - talla promedio de los individuos de edades más

avanzadas, k - coeficiente relacionado a la tasa de crecimiento), reproducción (L_{50} - talla a la cual 50% de los animales esta aptos a reproducirse y dt - mes del desove), mortalidad natural (M), parámetros de la relación talla-peso y la talla crítica (L^* , definida como talla teórica en la cual la cohorte debiera ser pescada para obtener el máximo rendimiento basado en esa cohorte e igual a $L^* = L_{\infty} (1 - (M/(bk+M)))$, Canales 2019b). Se supone que estos parámetros son constantes en el tiempo, entre los sexos, entre las especies que componen un stock multi específicos (como la pinchagua *Opisthonema spp.*, y la botella *Auxis spp.*), y que no hay incertidumbre en esos valores. Estos valores fueron usados en el modelo MODACT y en el modelo MESTOCKL. Los parámetros de la desviación estándar de talla a la edad fueron estimados en el modelo MODACT. Dos supuestos fueron evaluados: desviación estándar de la talla a la edad constante y coeficiente de variación de la talla a la edad constante (Canales, 2019b, 2019c).

Tabla 1. Valores supuestos para los parámetros biológicos usados en los modelos de evaluación de stocks para Ecuador por Canales (2019b, 2019c) y su fuente. La descripción de los parámetros se encuentra en el texto.

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	L _{oo} (cm)	k	M año ⁻¹	log_a	b	L _{50ms} (cm)	T _{max} (años)	Mes desove	dt desove	L* (cm)
Botella (c)	38.00	0.30	0.60	-2.04	3.15	25.33	7	Dic-Feb	0.08	23.24
Chuhueco (b)	22.10	0.43	0.80	-5.65	3.40	14.70	5	Ago-Oct	0.75	14.28
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 red. (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

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

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

(c) Froese & Pault 2019 - Fishbase

Fuente: Canales (2019b,2019c)

Justificativa presentada: Los valores de los parámetros fueron obtenidos por los participantes de las capacitaciones. La incertidumbre fue llevada en cuenta al incluir la desviación estándar de la talla a la edad como parámetros a ser estimados.

Análisis: Como primera aproximación, los valores tomados de la literatura son aceptables. Sin embargo, debido a sensibilidad a los parámetros de la de historia de vida de los resultados de las evaluaciones de stock en general (Thorson *et al.*, 2015) es aconsejable se hagan estudios locales, o por lo menos que se tenga en cuenta incertidumbre y se deje explícita la confiabilidad de los supuestos si se pretende utilizar los resultados de las evaluaciones para el asesoramiento científico y la ordenación pesquera. Dentro de esa lógica se recomienda que:

Se prioricen los estudios locales. La revisión bibliográfica debe ser ampliada para buscar estudios locales. Por ejemplo, Gilbert-Jaramillo y Villegas-Tigrero (2016) indican que hay dos eventos reproductivos importantes para la macarela en Ecuador, diferente de lo que se asumió en la evaluación.

A la falta de estudios locales, utilizar los resultados del metaanálisis de Thorson *et al.* (2017) que incorporan datos de más de 3500 especies tomados del FishBase y tratan la incertidumbre de explícita dentro de un modelo jerárquico (**Figura 1**). Se tiene en cuenta no solo los errores de medida, datos incompletos y covariancia entre los parámetros, sino que también la información complementaria de taxones relacionados.

Se debe hacer explícita la confiabilidad de los supuestos. Por ejemplo, si son parámetros para la misma especie en otros lugares, podrían ser menos inciertos que parámetros para otras especies del mismo género) (como lo hacen por ejemplo Griffiths *et al.*, 2019, **Tabla 2**)

Se debe tener en cuenta que la mayoría de las especies objeto de este trabajo son presas de peces mayores (*p. ej.* Duffy *et al.* 2017), lo que puede significar que la mortalidad natural depende de la talla (*p. ej.* Lorenzen, 2000, Hunsicker *et al.* 2012, Brochier *et al.* 2018). Diversos estimadores para la mortalidad natural están disponibles en este *shiny app* http://barefootecologist.com.au/shiny_m

Visualize Fish trait

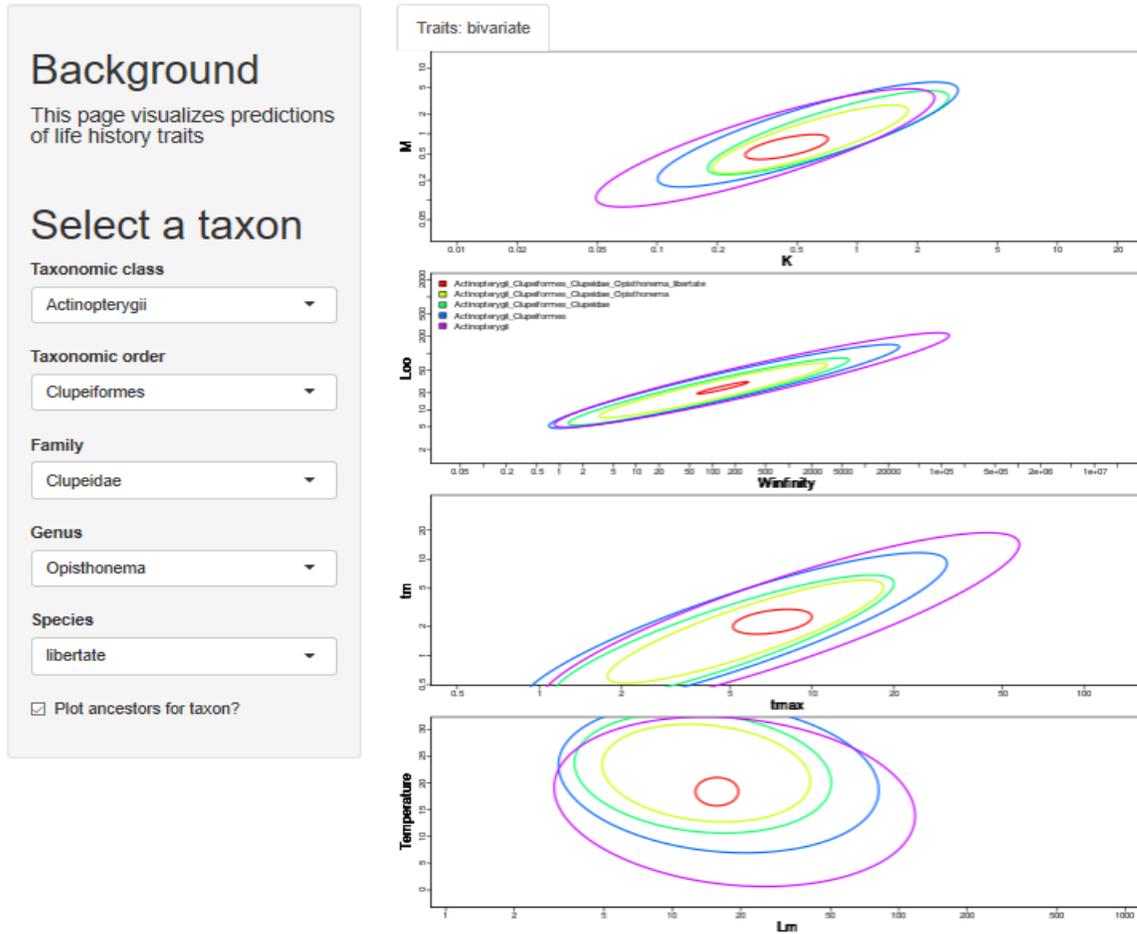


Figura 1. Diagrama de correlación entre los parámetros de la historia de vida para una de las especies de pinchagua *Opisthonema libertate* a partir del metaanálisis de Thorson *et al.* 2017 implementada en el shiny app <https://james-thorson.shinyapps.io/FishLife/>. Los colores indican la correlación e incertidumbre de las relaciones para diferentes niveles taxonómicos, partiendo del más amplio (clase) al más restricto (especie). Los parámetros son: M - mortalidad natural, k - parámetro de crecimiento de Brody, tmax - edad máxima, tm - edad de maduración, Winfinity - peso asintótico, L_{∞} - talla asintótica.



Tabla 2. Índice cualitativo utilizado para clasificar la confiabilidad relativa de los parámetros biológicos y ecológicos utilizados para cada especie en evaluación ecológica de los impactos de las pesquerías sostenibles (EASI-Fish) con respecto a la fiabilidad de la metodología utilizada para estimar el parámetro y la precisión de la estimación del parámetro, en relación con la relevancia de la fuente de datos a la especie y región que se evalúa. Los colores corresponden a índices (que van del azul: 0 al rojo: 10). EPO: Océano Pacífico oriental (región de estudio); WCPO: Océano Pacífico occidental y central.

		High accuracy		Medium accuracy		Low accuracy		No data
		High precision	Low precision	High precision	Low precision	High precision	Low precision	
Species-specific	EPO	10	9	8	7	6	5	0
	WCPO	9	8	7	6	5	4	0
	Other	8	7	6	5	4	3	0
Related species	EPO	7	6	5	4	3	2	0
	WCPO	6	5	4	3	2	1	0
	Other	5	4	3	2	1	1	0

Fuente: Griffiths *et al.* 2019

RECOMENDACIONES

Corto plazo:

- Profundizar la búsqueda bibliográfica de forma que se puedan usar valores para los parámetros relativos a las poblaciones que habitan en Ecuador.
- Usar valores predichos de los parámetros de historia de vida según el metaanálisis de Thorson *et al.* (2017).
- Cuando el stock se compone de más de una especie, usar supuestos de mezclas de especies (como morfos de historia de vida) para predecir las tallas.

Mediano plazo:

- Incluir la incertidumbre en los parámetros biológicos en las evaluaciones
- Usar valores predeterminados de los parámetros de historia de vida, la covariación entre ellos y la variabilidad usando el metaanálisis de Thorson *et al.* (2017).
- Incluir escenarios con mortalidad natural dependiente de la talla y usar otros estimadores de la mortalidad natural (http://barefootecologist.com.au/shiny_m).

Largo plazo:

- Para las especies más abundantes observar la frecuencia de modas mensuales para ver si se pueden acompañar con los supuestos de crecimiento asumidos.
- Estimar el crecimiento usando estructuras duras (como otolitos) con validación de los *circulae*.
- Empezar estudios de la biología de las especies explotadas, con especial cuidado en el diseño de muestreo para que se pueda estimar la variación de la talla a la edad y la madurez a la edad.

STOCK

Fundamento: Las informaciones pesqueras necesitan mostrar contraste para que sean informativas sobre la dinámica de las poblaciones. Para poder entender las informaciones que los datos pueden tener es necesario comprender si hay otras fuentes de variabilidad y sesgos (como las relacionadas a cambios en el diseño de muestreo o interrupción en la toma de datos por cambios en las políticas de gobierno).

Supuestos:

- Los datos de capturas representan toda la captura de cada stock evaluado, con excepción de las capturas no declaradas de embarcaciones artesanales (“rizos”) que podrían ser equivalentes a un 8% de los desembarques totales de pinchagua y chuhueco (Canales, 2019a).
- Los datos de distribución de tallas representan la distribución de tallas en las capturas.
- Los datos de CPUE estandarizada son proporcionales a la abundancia del stock
- Cuando los datos de distribución de tallas están en contradicción con los datos de índice de abundancia, se asume que el índice de abundancia tiene algún problema y no se usa, se hace apenas la evaluación usando la distribución de las tallas (sin capturas, modelo MODACT).

Análisis: Quedan dudas sobre los datos que es necesario aclarar para poder interpretar la información que los datos tienen. Hace falta también una descripción de las pesquerías. Se hace necesario que se documenten o que se hagan públicos los documentos que contienen los procedimientos de colecta de datos de los stocks.

Las preguntas que quedan son: ¿Cómo se estima la captura total? ¿Cuál es el nivel de confianza que se tiene en los datos de capturas? ¿Hay capturas que no son llevadas en cuenta? ¿Cómo se estiman las distribuciones de tallas que serán usadas en el modelo? ¿Cómo son tomadas las muestras de tallas? ¿Cuál es el diseño de muestreo usado? ¿Cuál es la cobertura de muestreo? ¿Cómo se obtuvieron

las distribuciones de tallas de las diferentes flotas? Como el modelo es anual, la agregación de todas las distribuciones de tallas, sin tener en cuenta el crecimiento durante el año, algunas distribuciones de tallas serían una “amalgama” de las distribuciones mensuales. Sería bueno realizar un análisis exploratorio de las distribuciones de tallas por mes para las especies que son muestreadas durante todo el año ¿Cómo son tomados los datos de capturas por viaje?

RECOMENDACIONES

Mediano plazo:

- Documentar los procedimientos de toma de datos pesqueros en Ecuador.
- Realizar análisis exploratorios de distribución de las capturas en el espacio y por flota, y de las tallas.

ÍNDICES DE ABUNDANCIA Y PROCESAMIENTO DE DATOS

Fundamento: Los índices de abundancia traen información directa sobre tendencias en la abundancia de la población y son considerados los datos más importantes para la evaluación de stock (Francis, 2011), pues en conjunto con las capturas, permiten estimar el impacto de la pesca en la población. Pueden ser independientes de la pesca, basado en datos provenientes de cruceros de investigación, o dependientes de la pesca, basados en datos de capturas por unidad de esfuerzo (CPUE). Los datos provenientes de cruceros deben ser obtenidos con base en diseño de muestreo adecuado a la especie y que se mantenga en el tiempo, de forma que se obtenga una serie temporal. Para obtener índices a partir de datos pesqueros es necesario que se realice tratamiento de los datos (estandarización) para retirar efectos en las tasas de captura atribuidos a las tácticas de pesca (como por ejemplo arte de pesca, mes de captura, área de captura), y a otros factores,

para obtener índices que sean proporcionales a la abundancia de la población (Maunder y Punt, 2004). Los Índices de abundancia basados en la CPUE tienen el problema de que los pescadores tienden a “muestrear” mejor las regiones con alta densidad de peces y deliberadamente tratan de conseguir las mejores tasas de captura haciendo cambios en los artes de pesca y en las tácticas de pesca.

Supuestos:

- Las estimaciones de abundancia por los métodos directos (cruceos hidroacústicos) no pueden representar los cambios en abundancia y no fueron usadas en las evaluaciones de stock.
- Los índices de abundancia obtenidos por estandarización de la CPUE son proporcionales a la abundancia de algunos stocks y no de otros.
- La estandarización de los datos de capturas positivas apenas en modelos que incluyen área de pesca y mes de captura es suficiente para producir índices proporcionales a la abundancia.
- La incertidumbre en la CPUE estandarizada es asumida *a priori*.

Justificativa presentada: Las estimaciones de los cruceos hidroacústicos no son usadas en las evaluaciones, pues el diseño de muestreo (local donde se ha realizado, y mes del año) ha cambiado en el tiempo y muchas veces no contiene toda la distribución de la población en aguas ecuatorianas. Las estimaciones hidroacústica están sujetas a varias fuentes de variabilidad y pueden tener mucha incertidumbre. Hay grandes variaciones en las estimaciones dentro de un mismo año.

Análisis: Los índices de abundancia basados en la CPUE parecen mucho más estables que los basados en la estimación hidroacústica. Sin embargo, estimaciones de hidroacústica son utilizadas en varios lugares del mundo para informar la ordenación pesquera de pequeños pelágicos. Sería bueno poder contar con informes publicados o disponibles en línea sobre los cruceos hidroacústicos, la metodología usada, el diseño de muestreo y las estimaciones de abundancia para: i) entender mejor porqué

estas estimaciones no fueros usadas y ii) poder evaluar si sería posible utilizarlas en futuras evaluaciones de stock. Por el momento creo prudente utilizar los índices en un escenario alternativo del modelo de evaluación.

Algunas informaciones clave son necesarias para comprender mejor la utilidad de los índices basados en los datos de captura por unidad de esfuerzo. Una buen guía recomendada para soporte a los análisis de CPUE puede ser encontrado en Hoyle *et al.* (2014). Varias de estas informaciones se encuentran en los informes (Canales, 2019a, 2019b, 2019c), sin embargo, se observa que no hay respaldo en algún documento nacional disponibles para consulta. Son informaciones más bien provenientes de comunicaciones personales de los investigadores. Refuerzo las recomendaciones del consultor de que se hagan disponibles los datos de seguimiento de las pesquerías como informes en la web, y que se tengan en cuenta la guía de Hoyle *et al.* (2014). Dentro de la lista citada por esos autores, hace falta que se cuantifique el área cubierta por los datos de CPUE en relación a la distribución del stock y/o al área de operación de la pesquería. En este momento se sigue con el supuesto de que el índice de abundancia representa bien a la pesquería, conforme la descripción en Canales (2019c): “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.”

El método de estandarización escogido fue el de la modelación de las capturas de viajes exitosos (capturas positivas) (C. Canales, presentación videollamada). Para evaluar si este supuesto es plausible, habría que tener la proporción de viajes exitosos en relación al número de viajes por año. Se espera que, si la po-

blación se está contrayendo, la proporción de viajes exitosos va a disminuir en el tiempo. Esta información es más importante para las especies que aparentemente no tienen cambios en la CPUE, pero presentan cambios en la distribución de tallas, indicando efecto de la mortalidad por pesca. Si la proporción de viajes no exitosos en relación a los exitosos es grande, habría que explorar otros modelos de estandarización como el delta-lognormal.

Los valores de los índices relativos a cada año, basados en CPUE, fueron obtenidos directamente de la estimación del efecto del año (Canales 2019c). Se ha demostrado que si los índices basados son producidos como ponderados por el tamaño de la muestra puede tener sesgos que son evitados si la ponderación se hace por el área muestreada. El efecto del año se puede obtener con la estimación que viene directo del modelo, lo que corresponde a estimaciones ponderadas por el tamaño de la muestra, o con las estimaciones ponderadas por el tamaño de la zona, lo que representaría

mejor la abundancia. En algunos de los índices se observan valores discrepantes, ¿Cuál sería la explicación para ellos? ¿Hubo algún cambio en la colecta de datos en esos años? Se recomienda que se profundice el análisis de residuales.

A largo plazo se recomienda que los índices que usan información de captura y esfuerzo de la pesquería sean obtenidos usando modelos espaciotemporales (Thorson *et al.*, 2015, Thorson 2019, Xu *et al.*, 2019), que usan las correlaciones espaciotemporales para imputar informaciones en áreas sin capturas, y así remediar el “muestreo sesgado” de la pesca en relación a la población. Los modelos espaciotemporales permiten también la estimación de la incertidumbre de cada punto en la serie. La incertidumbre puede tener efecto en el resultado de las evaluaciones de stock pues actúa como un ponderador, dictando el peso de cada punto en la serie en el ajuste de los modelos de evaluación. Idealmente se debe estandarizar también la distribución de tallas asociada con el índice (*p. ej.* Kai *et al.*, 2017).

RECOMENDACIONES

Corto plazo:

- Utilizar los datos de índices hidroacústicos en escenarios alterativos de las evaluaciones de stock.
- Cuantificar la proporción de viajes exitosos y no exitosos por stock y año.

Mediano plazo:

- Realizar análisis de los residuales en función de variables no incorporadas para ver si aun se pueden mejorar los modelos (por ejemplo, las estaciones del año, o variables ambientales).
- Utilizar gráficos de influencia (Hoyle *et al.*, 2014).

Largo plazo:

- Utilizar modelos espaciotemporales para estandarizar la CPUE, incluyendo la incorporación de datos de longitud en la estimación la densidad poblacional.
- Obtener estimaciones de la incertidumbre de los índices que puedan ser usados en la ponderación de esos datos en los modelos integrados.

ENFOQUE DE EVALUACIÓN UTILIZADO

Fundamento y justificativa: Dos enfoques de evaluación fueron usados, uno basado apenas en las tallas y el otro basado en modelos integrados. Los modelos integrados son en general estructurados por edades y ajustados a datos de índices de abundancia y de distribuciones de tallas, y/o datos de tallas promedio como el realizado en las presentes evaluaciones. Los modelos utilizados fueron programados por el autor. Los modelos usados están programados en softwares de código abierto de autoría del Dr. Canales y son de complejidad creciente, por lo que permiten su uso para capacitación del personal científico.

Supuestos: Los modelos usados aproximan bien la dinámica de las poblaciones y de la pesquería.

Análisis: Los modelos basados apenas en tallas han sido indicados para evaluar especies pobres en datos, como aquellas para las cuales no se dispone de estimaciones confiables de capturas totales (Hordyk *et al.*, 2014). Estos modelos tienen un supuesto fuerte de equilibrio, que puede ser aceptable si se miran periodos de tiempo largos, pero puede ser muy distante de la realidad para especies de pequeños pelágicos en periodos cortos, debido a grandes variaciones en la productividad debido a cambios en el reclutamiento, muchas veces conectado a forzantes ambientales (ver punto 3.7). Los modelos integrados representan el estado del arte

para la evaluación de stocks (Maunder and Punt, 2013), y representan el stock de forma dinámica. Ambos enfoques son sumamente dependientes de los supuestos de historia de vida y de las estimaciones de distribuciones de tallas. Su correcta aplicación dependerá de los conocimientos de esos procesos y de buenos diseños de muestreo, como lo discutido en el punto anterior.

Los modelos integrados permiten la definición de varias flotas, cada una con su selectividad. El modelo MESTOCKL contiene una flota y cambios en la selectividad que en el tiempo se hacen con bloques. El modelo incluye apenas una pesquería compuesta por la combinación de los datos de la pesquería industrial y de la pesquería artesanal. El próximo paso, si es posible, sería separar las capturas estas dos flotas en dos pesquerías diferentes, de esta forma se podría estimar el impacto de cada flota en el stock. En la **Figura 3** del informe final reproducida abajo se observa un aumento considerable de los buques de clase I desde el 2005, y de clase II desde el 2014. En 2005 empieza a tener importancia la captura de picudillo. ¿Está asociada al aumento de buques clase I en la pesquería? Por tener diferente capacidad de acarreo, estos buques pueden tener diferentes selectividades; habría que explorar los datos de frecuencia de talla por tipo de buque para ver si esa hipótesis se sustenta. Si es el caso, se podría mejorar el modelo al incluir dos pesquerías diferentes en los modelos.

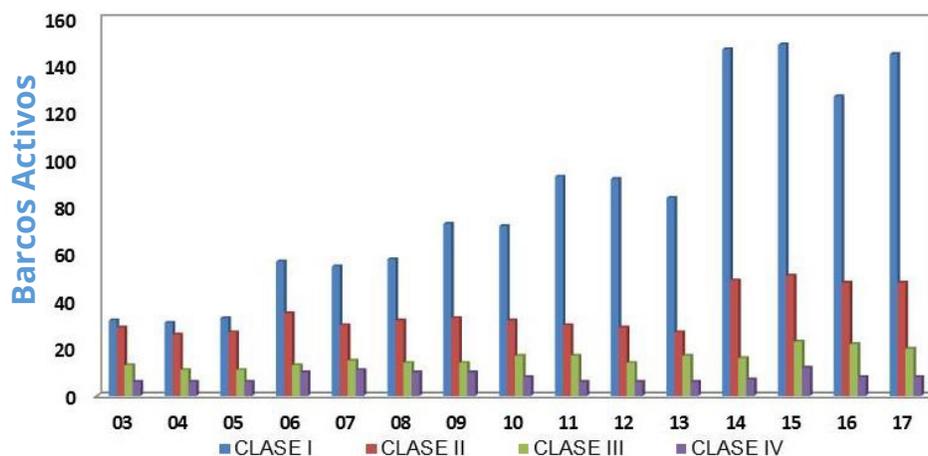


Figura 3. Flota cerquera de pequeños pelágicos de Ecuador del 2003 al 2007. Clase I (n=151) <35 TRN; Clase II (n=39) 36-70 TRN; Clase III (n=24) 71-104 TRN; Clase IV (n=8) >105 TRN. (Canales 2019c).

MESTOCKL puede ser modificado para incluir dos flotas, sin embargo, eso requeriría cambios en el código. Una sugerencia es que se continúe la capacitación de los investigadores en evaluación de stock usando un ambiente de modelación listo como el Stock Synthesis 3.0 (Methot y Wetzel, 2013), que es bastante flexible para que particularidades de cada stock sean incluidas de la forma como el autor desee. Hay puntos positivos de usar un ambiente de modelación listo como SS3.0 porque es un ambiente usado en muchas evaluaciones, y de esta forma más sujeto a chequeos, por lo tanto con menos probabilidad de tener “bugs”. También permite explorar diversas hipótesis sin mayores costos de programación. Por ejemplo, se puede explorar la hipótesis de diferentes flotas que tienen diferentes selectividades.

El uso del MODACT y del MESTOCKL en el contexto de la capacitaciones y talleres de evaluación es muy positivo, pues permite conocer cómo se construyen los modelos partiendo de los más simples (MODACT) a los modelos integrados (MESTOCKL).

Canales (2019c, pág. 19) indica que “la estimación bayesiana se sustenta en la maximización de la distribución posteriori de los parámetros”. En realidad el autor usó el enfoque de máxima verosimilitud penalizada, donde la información *a priori* se incluye como penalizaciones en la función de verosimilitud. El enfoque estrictamente Bayesiano no utiliza maximización, más bien estimación de la distribución *posteriori* de

los parámetros, o sea hace una búsqueda de los valores plausibles y les da un peso relativo. El resultado es una distribución y no un valor de máxima verosimilitud. El enfoque Bayesiano permite las estimaciones de probabilidades, lo que puede ser muy útil en los casos donde hay mucha incertidumbre, como para algunas especies discutidas en el punto 3.7.

Algunas preguntas aun no quedaron del todo claras: ¿Cuál es la talla inicial de la primera edad observada? ¿Cuál es el criterio para imponer bloques de selectividad? ¿Tiene que ver con la entrada (y salida) de diferentes flotas? ¿La selectividad también está asociada al índice? Si hay bloques de selectividad para el índice quiere decir que la serie estaría interrumpida y no sería comparable entre bloques. ¿Hay alguna coincidencia entre los índices de varias especies que pueda indicar efectos ambientales en la población? ¿Por qué los bloques de selectividad son diferentes entre especies? ¿Cuáles es la sensibilidad a las condiciones iniciales supuestas para ese modelo?

La evaluación se hace apenas para las especies que presentaron consistencia entre los índices y la distribución de tallas. Parece una buena decisión. Pero analizar los casos donde no se obtuvo consistencia también puede traer ideas de lo que estaría pasando en el stock, y cuáles serían los cambios estructurales que se deberían realizar para que los datos sean consistentes (hipótesis sobre la dinámica poblacional).

RECOMENDACIONES

Corto plazo:

- Usar en enfoque Bayesiano para estimar probabilidades como $P(B < B40\%)$.

Mediano plazo:

- Análisis exploratorio de la composición de especies y la distribución de tallas de las capturas por clase de buque y por año para evaluar el supuesto de selectividades similares.
- Usar modelos integrados para las especies aun no evaluadas con estos modelos (ver punto 3.7).

Largo plazo:

- Explorar el uso de ambiente de programación de modelos como el Stock Synthesis 3.0 (Methot y Wetzel, 2013).

CALIDAD DE LAS ESTIMACIONES Y NIVELES DE INCERTIDUMBRE

Fundamento: Las estimaciones se hicieron usando las rutinas de ADMB.

Supuestos: Los algoritmos usados permiten llegar a estimación de máxima verosimilitud.

Justificativa presentada: ADMB es un software consagrado en la literatura.

Análisis: Para tener una buena idea si los modelos programados en ADMB han llegado a la solución de máxima verosimilitud se puede: 1) observar que el gradiente de la función objetivo es muy pequeño, 2) detectar si se ha podido invertir la matriz Hessiana, 3) empezar el modelo de diferentes puntos iniciales y confirmar que el modelo ha convergido a la misma solución. El autor reporta el gradiente, y figuras de biomasa desovante con inclusión de la incertidumbre, lo que indica que sí fue posible invertir la matriz Hessiana en el modelo MESTOCKL. La incertidumbre estadística está bien caracterizada.

La incertidumbre estructural, sin embargo, podría ser explorada, especialmente incluyendo escenarios alternativos de estructura de stock (como se detalla en el punto 3.7), valores alternativos para los parámetros de historia de vida, y para la relación stock-reclutamiento.

El enfoque de modelos integrados es aún una avenida muy activa de investigaciones. Se están desarrollando varios diagnósticos usados para determinar si el modelo se ajusta a los datos y si el modelo está correctamente especificado. En las evaluaciones en estudio se usaron el análisis de residuales y cálculos de tamaño de muestra esperada y la variabilidad esperada de los índices. Otros diagnósticos específicos para los modelos integrados son: i) el perfil de verosimilitud del parámetro de escala (Lee *et al.*, 2014), ii) el modelo de producción estructurado por edades (Maunder y Piner 2015) y iii) la curva de captura (Carvalho *et al.*, 2017).

En cuanto al análisis de residuales y a la com-

paración de los datos observados con las predicciones del modelo, se sugiere que:

- Para los ajustes de las distribuciones de tallas se sugiere que se usen “*bubble plots*” (gráficas de burbujas) para poder acompañar mejor los patrones en los residuales. También se podrían mostrar los residuales para el modelo simple (sin bloques de selectividad) y para el modelo con bloque para evaluar cuánto se mejoró el ajuste.
- Se explore el método de “Francis” (ecuación TA1.8 en Francis, 2011) para calcular los tamaños esperados de las muestras.

(a) Perfil de verosimilitud del parámetro global de escala;

- El perfil de verosimilitud en el parámetro global de escala (reclutamiento virgen, el parámetro R_0 ; Lee *et al.*, 2014) indica la influencia de cada componente de datos sobre la estimación de la productividad de la población. La información aparentemente contradictoria entre diferentes componentes de datos (o sea, que favorecen valores diferentes de R_0) señala una potencial especificación errónea del modelo.

(b) Modelo de producción con estructura por edad:

- El diagnóstico de modelo de producción con estructura por edad (ASPM) fue propuesto por Maunder y Piner (2015) como forma de: (i) evaluar más a fondo la especificación errónea del modelo, (ii) determinar la influencia de los datos de composición sobre las estimaciones de abundancia absoluta y las tendencias de la abundancia, y (iii) verificar si la captura puede por sí sola explicar las tendencias de los índices de abundancia. El diagnóstico ASPM se calcula de la forma siguiente: (i) ejecutar el modelo de caso base; (ii) fijar los parámetros de selectividad en las estimaciones máximo-verosímiles (EMV) del modelo de caso base, (iii) desactivar la estimación de todos los parámetros

excepto los de escala, y fijar los desvíos del reclutamiento en cero; (iv) ajustar el modelo a los índices de abundancia solamente; (v) comparar la trayectoria estimada a aquella obtenida en el caso base.

- Si el ASPM puede ajustar bien los índices de abundancia que tienen buen contraste (o sea, los que presenten tendencias decrecientes y/o crecientes), Maunder y Piner (2015) sugieren que esto es prueba de que existe una función de producción, y que los índices probablemente proporcionarán información sobre la abundancia absoluta. Se refieren a esta situación como « la captura explica los índices bien »; en el caso contrario, cuando no hay un ajuste bueno a los índices, « la captura no puede explicar los índices ». Esto puede tener varias causas: (i) la población es impulsada por el reclutamiento; (ii) la población todavía no ha disminuido al punto en el que la captura es un factor importante que afecta la abundancia, (iii) el modelo de caso base es incorrecto, o (iv) los índices de abundancia relativa no son proporcionales a la abundancia.
- Verificar si la población es impulsada por el reclutamiento, implica ajustar el ASPM con los desvíos del reclutamiento fijos en los valores estimados en el caso base. Si esto todavía no puede capturar la trayectoria de la población estimada en el modelo integrado, se puede concluir que la información sobre escala en el modelo integrado proviene de los datos de composición. Amplios intervalos de confianza alrededor de la abundancia estimada por el ASPM indican también que el índice de abundancia contiene poca información sobre la abundancia absoluta.

(c) La curva de captura (Carvalho et al. 2017):

- La curva de captura se estima a partir de del mismo modelo integrado, ajustado apenas a los datos de frecuencia de talla, sin usar los datos de índice de abundancia.
- Los resultados muestran la información

que traen las tallas, condicionadas a las capturas, sobre la dinámica de la población.

Se sugiere que se usen estos diagnósticos para

comprender mejor la información que el modelo le está sacando a los datos.

RECOMENDACIONES

Corto plazo: Usar el MESTOCKL en el modo de estimación Bayesiana para estimar probabilidades $P(B < B_{40\%})$ y $P(F > F_{40\%})$.

DIAGNÓSTICO DE LAS POBLACIONES

BOTELLA (AUXIS SPP)

Fundamento: Evaluación utilizando datos de tallas (MODACT) y modelos integrados (MESTOCKL)

Análisis: El principal reto al evaluar el stock de botella es que se trata de dos especies, *Auxis rochei* y *Auxis thazard*, que tienen la misma distribución geográfica (Collette y Graves, 2019), pero biología un poco diferentes. Collette y Graves (2019) reportan una longevidad de 5 años para *A. rochei* y de 4 años para *A. thazard*. Esto puede explicar la distribución bimodal (o quadrimodal) que se observa en a

la distribución de talla y que el modelo de dinámica poblacional no predice (Figura 4).

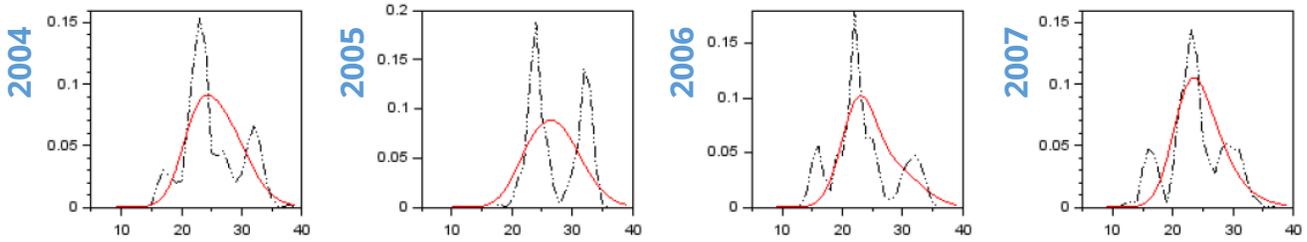


Figura 4. Detalle de algunas distribuciones de tallas de botella (*Auxis* spp) apuntando 2 o 4 modas que pueden corresponder a las dos especies.

El segundo problema en evaluar este recurso con los datos apenas de Ecuador es que la unidad de stock puede ser más amplia que apenas la región de Ecuador. Collette y Graves (2019) citan que *Auxis rochei* del OPO es una subespecie, *Auxis rochei eudorax*, distribuida desde California hasta Perú. *A. thazard* también tiene la misma distribución geográfica, y en el OPO se encuentra la subespecie *Auxis thazard brachydorax* (Figura 5).



Figura 5. Distribución geográfica de *Auxis rochei* y *A. thazard*. En el OPO se encuentran las subespecies *Auxis rochei eudorax* y *Auxis thazard brachydorax* (Collette y Graves, 2019).

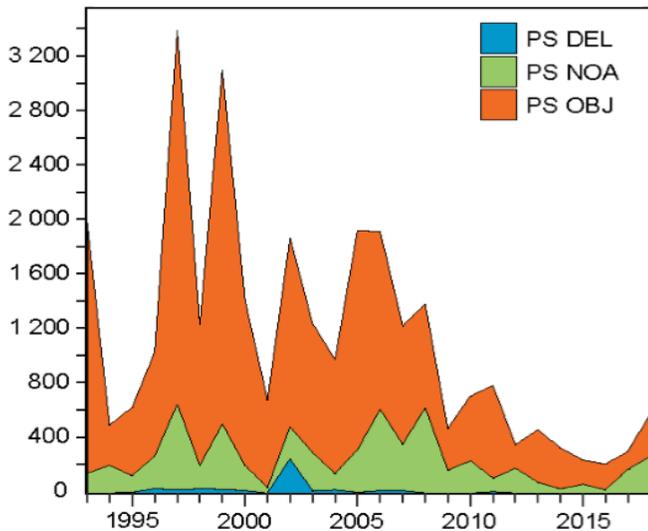


Representatividad de las capturas: La distribución de las dos especies es más bien costera, de manera que la mayor parte de las capturas se dará probablemente dentro de las zonas económicas exclusivas de cada país. En efecto, las capturas registradas para botella en las bases de datos de la Comisión Interamericana del Atún tropical (CIAT) son de por

lo menos un orden de magnitud menos que las capturas registradas para Ecuador (**Figura 6**). Las capturas registradas por la CIAT son principalmente en buques cerqueros de clase VI que pescan en objetos flotantes. La distribución de esas capturas es principalmente en las regiones de aguas internacionales.

(a) (b)

Bullet and frigate tunas- Melvas



Desembarques (t)

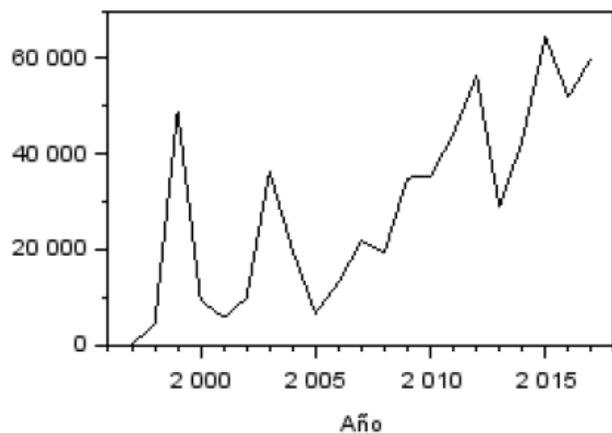


Figura 6. (a) Desembarques de botella registrados en la CIAT (Griffith y Duffy 2019 SAC-10-14) en barcos cerqueros atuneros de clase VI que pescan en objetos flotante (PS OBJ), en cardúmenes libres de atunes (PS NO) y alrededor de manadas de delfines (PS DEL); (b) Desembarques de botella registrados en Ecuador (Canales, 2019c).

Para comprender cual sería la representatividad de las capturas de Ecuador en relación a las capturas totales de estas especies, habría que tener las estadísticas de captura de los países vecinos. Al consultar la base de datos de la FAO (2019), no se han encontrado reportes de capturas específicas de botella, sin embargo, Colombia reporta volúmenes considerables de capturas de especies no identificadas afines a

los atunes grandes ("*tunalike fishes nei*") desde el 1988 al 2001 y nuevamente del 2004 al 2006 (**Figura 7**). En esta categoría podrían estar las dos especies de *Auxis*. Perú no reporta capturas de botella, ni de especies afines a los atunes grandes. De esta forma habría que trabajar en colaboración con Colombia para comprender cuáles son las capturas de ese país de botella.

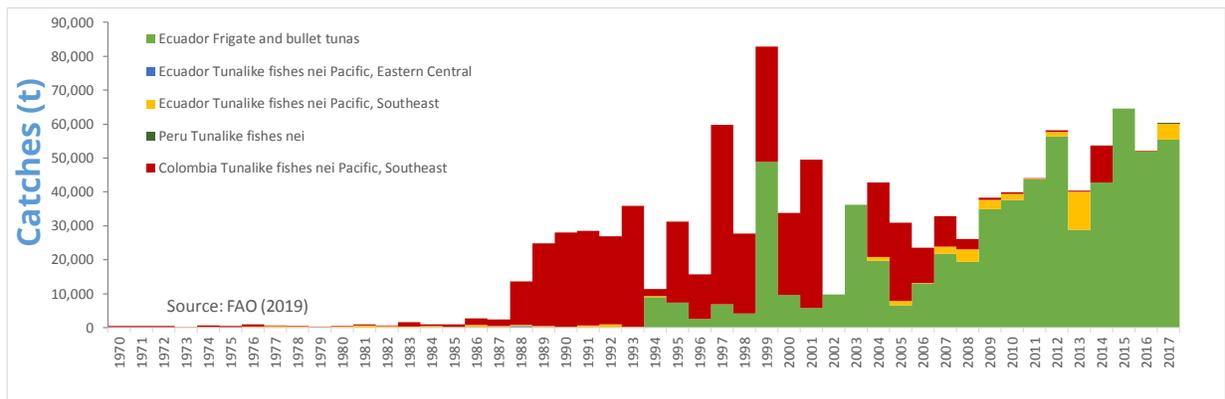


Figura 7. Capturas de botella y capturas de especies no identificadas afines a los atunes grandes (“tunalike fishes nei”) (FAO, 2019).

El índice de abundancia ha permanecido estable (**Figura 8**) a pesar del aumento considerable de las capturas en Ecuador. Una de las explicaciones puede ser la falta de información de capturas, como las capturas de Colombia, indicando que, si son stocks compartidos, ya habrían sido explotados antes del inicio de la pesquería de Ecuador. Si se consideran que las capturas de la **Figura 7** son todas de botella, serían estables desde el 1988, con *peaks* en el 1993, 1997, 1999 y 2015, correspondientes a años con El Niños fuertes (https://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/lanina/enso_evolution-status-fcsts-web.pdf)

Índice de abundancia

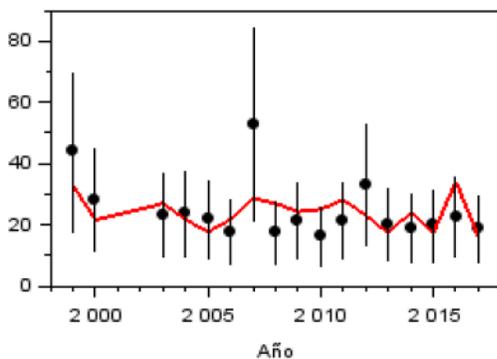


Figura 8. Índice de abundancia de la botella en Ecuador

Botella ocupa los niveles tróficos medianos del ecosistema del OPO, denominados genéricamente “especies de alimento” o especies de forrajeo, que juegan un papel clave al constituir un vínculo trófico entre los productores primarios en la base de la red alimenticia y los depredadores de nivel trófico alto, como los

atunes y peces picudos (Griffith y Duffy 2019). La botella es presa común de muchos depredadores de alto nivel trófico, y pueden formar el 10% o más de la biomasa de su dieta, incluso ha sido presa importante del atún aleta amarilla en el OPO (ver Tabla 1 de Olson *et al.*, 2016) y fue de las principales presas que sostenían el ecosistema en el OPO (Olson y Watters, 2003). El estudio de la dieta de los depredadores de nivel trófico alto puede dar ideas de lo que está pasando con la población de las presas. Usando un modelo ecosistémico, Olson y Watters (2003) estimaron que habrían cerca de 4,700 mil toneladas de botella en el OPO en promedio entre fines de los 1970-principio de los 1990, entre 20°N, 20°S, 150°W y la costa de las Américas, un área de 32.8 millones de km² con una tasa de producción de 2.5 (nivel trófico 3.86). En los primeros años del desarrollo de la pesquería de cerco en el OPO (1970-1972) la botella representaba 53% de la dieta del atún aleta amarilla en la parte central del OPO (Olson y Boggs, 1986). Las tasas de depredación en la botella por el atún aleta amarilla eran de cerca de 10 veces la captura de la aleta amarilla durante 1970 – 1972 (Olson & Boggs, 1986), estimadas usando un modelo ecosistémico ECOPATH. Olson *et al.* (2014) observaron que botella era 34% de la dieta del atún aleta amarilla en años 1992-1994, y que llegaba a ser cerca del 50% de la dieta de los atunes aleta amarilla que habitaban áreas costeras. En los años 2003-2005, sin embargo, una pequeña proporción de botella era parte de la dieta del atún aleta amarilla en general (16%). En áreas costeras, esa proporción estaba cerca de cero (**Figura 9**). Estas informaciones in-

dicen un descenso considerable en el tamaño del stock de botella desde los años 1970.

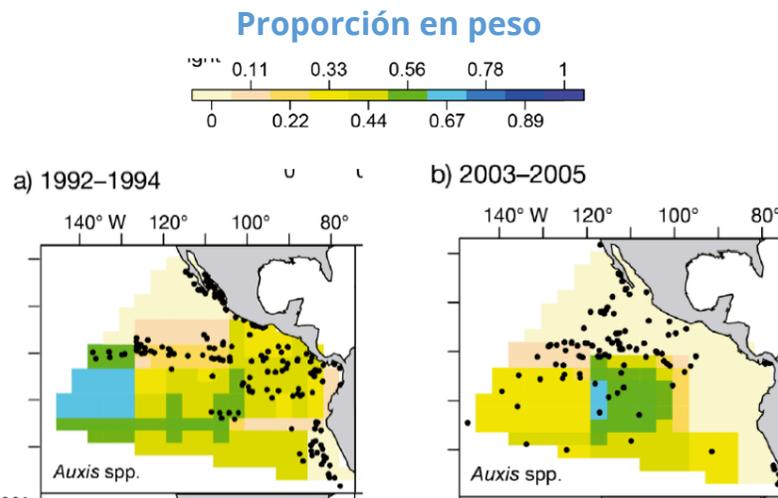


Figura 9. Gráficas de dependencia parcial de la relación entre la posición de las muestras (latitud y longitud) y la proporción predicha en peso de los seis principales grupos de presas en la composición de la dieta del atún aleta amarilla durante (a) 1992 y 1994 y (b) 2003 y 2004. El área sombreada fuera del área muestreada es extrapolación de la rutina de mapeo y debe ser interpretada con precaución. Las proporciones en peso van de 0 a 1. Fuente: Olson *et al.* (2014).

El aumento en los valores de las desviaciones de los reclutamientos estimados para botella a lo largo del tiempo puede ser:

- Un artificio del modelo, que explica el aumento en las capturas incluidas en el modelo, sin la consecuente disminución en la CPUE, a través del aumento en el reclutamiento en el tiempo. Si se considera que la captura puede estar subestimada por no incluir las capturas de los países vecinos, el reclutamiento real puede ser estable.

- Cambios en el ecosistema, que pasó de un momento favorable a la botella en los años 70 a inicio del del 90, a un momento desfavorable a principios del 2000, como es indicado por los cambios en la dieta del atún aleta amarilla. Esta hipótesis tiene refuerzo en los datos de dieta del atún aleta amarilla, y en el repunte de las capturas de botella en los barcos cerqueros clase VI monitoreados por la CIAT. Esos cambios son consistentes con la Oscilación Decadal del Pacífico

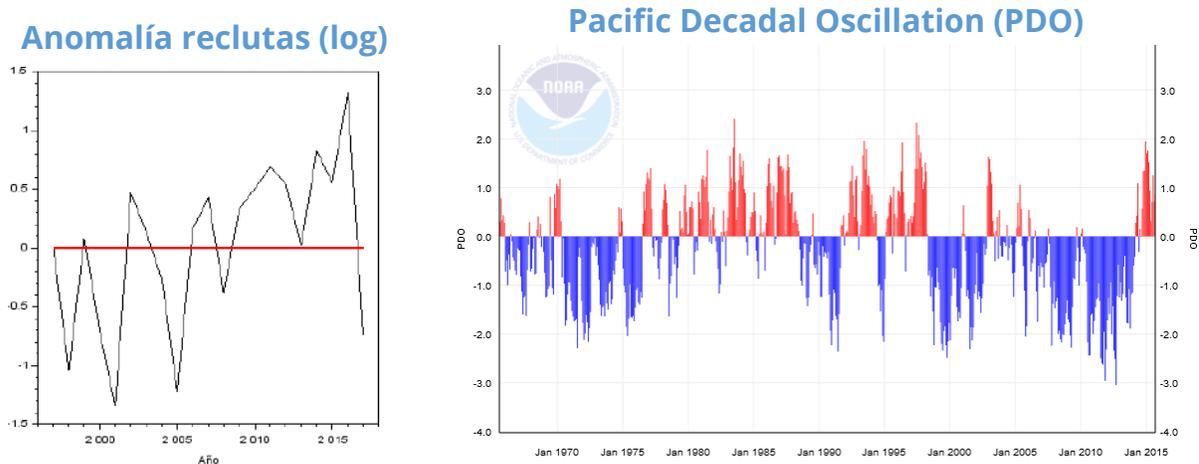


Figura 10. (a) Desviaciones de reclutamiento estimadas para la botella y (b) Oscilación Decadal del Pacífico <https://www.ncdc.noaa.gov/teleconnections/pdo/>

El modelo de dinámica usa un supuesto de longevidad de 7 años para ambas especies, que es mucho más elevado de lo que citan Collette y Graves (2019). Las dos especies

frecuentemente están en los mismos cardúmenes. De esta forma puede ser aconsejable explorar esta incertidumbre en los resultados del modelo.

RECOMENDACIONES

No se recomienda utilizar los resultados del modelo MESTOCKL para informar la ordenación sin antes explorar algunas hipótesis alternativas como las siguientes:

Corto plazo:

- Hacer un escenario de estimación del modelo integrado con la adición de las capturas de Colombia.
- Hacer un escenario de estimación del modelo integrado incluyendo los datos de evaluaciones directas.
- Incluir la incertidumbre en los parámetros biológicos, por ejemplo, usando escenario con diferentes valores de mortalidad natural.

Mediano plazo:

- Usar el ASPM y el análisis de curva de captura como diagnóstico para el modelo integrado.
- Muestrear los desembarques para determinar la proporción entre las dos especies.

Largo plazo:

- Realizar investigaciones en colaboración con los países vecinos para investigar estructura del stock y aclarar las posibles capturas de botella.
- Realizar estudios biológicos para determinar edad y crecimiento de las dos especies.
- Utilizar los marcos de gobernanza regionales para la gestión de la botella, visto que es una especie considerada altamente migratoria (conforme el Anexo I de la Convención de las Naciones Unidas sobre el derecho del Mar del 1982 https://www.un.org/Depts/los/convention_agreements/texts/unclos/convemar_es.pdf) y deben ser gestionadas conforme el Art.64 de dicha convención: "El Estado ribereño y los otros Estados cuyos nacionales pesquen en la región las especies altamente migratorias enumeradas en el Anexo I cooperarán, directamente o por conducto de las organizaciones internacionales apropiadas, con miras a asegurar la conservación y promover el objetivo de la utilización óptima de dichas especies en toda la región, tanto dentro como fuera de la zona económica exclusiva. En las regiones en que no exista una organización internacional apropiada, el Estado ribereño y los otros Estados cuyos nacionales capturen esas especies en la región cooperarán para establecer una organización de este tipo y participar en sus trabajos."
- Decidir y testear reglas de control de capturas apropiadas para especies de forrajeo usando evaluaciones de estrategias de ordenamiento.
- Estudiar los mecanismos ambientales que determinan la variación en la productividad del stock.

MACARELA (*SCOMBER JAPONICUS*)

Fundamento: Evaluación utilizando modelos integrados.

Análisis: El stock de macarela representa apenas una especie, *Scomber japonicus*, lo que facilita su evaluación. Se constató que el modelo de evaluación de stock no se ajusta bien a la CPUE al inicio de la serie, sin embargo, agarra la tendencia de descenso (**Figura 11**). La talla promedio aumenta al mismo tiempo que la CPUE, lo que lleva a pensar si no será un artefacto del muestreo cuando las capturas son pequeñas. El modelo no se ajusta bien a los datos de talla promedio, CPUE y frecuencia relativa. Al pare-

cer hay una moda importante en las tallas que no se puede ajustar, esto puede ser debido a la mezcla de dos pesquerías que tienen distinta selectividad, o la variación en el crecimiento entre machos y hembras, o a la mezcla de dos poblaciones, entre otras hipótesis. Gilbert-Jaramillo y Villegas-Tigrero (2016) indican que la macarela presentó dos periodos reproductivos (agosto–octubre y diciembre–abril) en el 2013 y representó 43.17% del total de especies capturadas en ese año, en tres principales caladeros de pesca: 1) estuario externo del Golfo de Guayaquil, 2) alrededor de la Puntilla de Santa Elena, 3) frente a la provincia de Manabí.

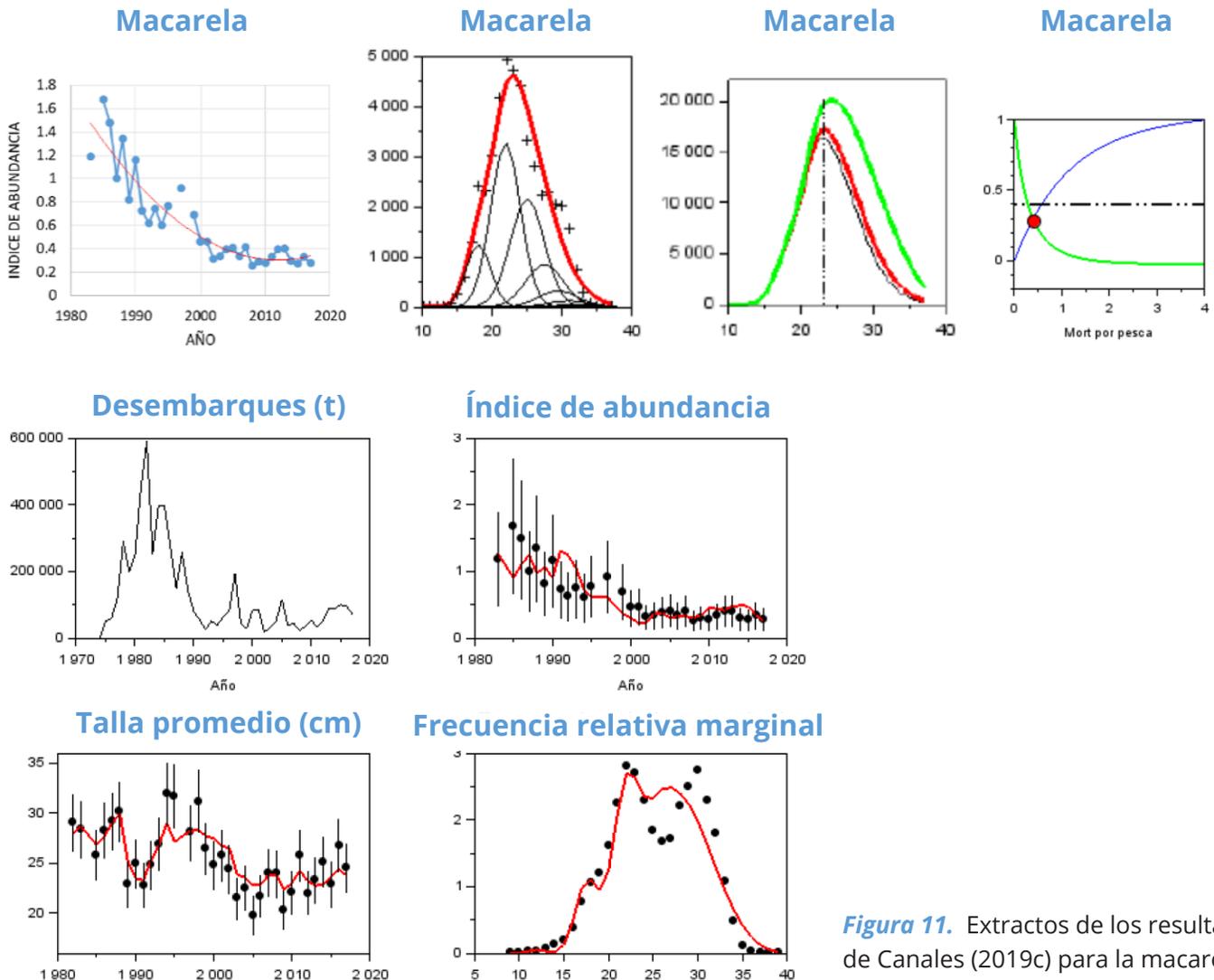


Figura 11. Extractos de los resultados de Canales (2019c) para la macarela.

Collette y Graves (2019) citan que hay dos stocks el en sureste de Chile, indicando que los stocks pueden tener distribución espacial restricta, lo que apoyaría el supuesto de un stock exclusivo para Ecuador. Sin embargo, cuando se observa la distribución geográfica de la especie, la distribución estimada en Ecuador usando cruceros hidroacústicos, se observa una continuidad a lo largo de la costa de Colombia, Ecuador y Perú (Figura 12). Hay indicios de que sea

apenas una población: estudios genéticos realizados en Perú indican alta conectividad de la macarela de la costa norte, vecina a Ecuador, central, y sur, vecina a Chile (Barahona *et al.*, 2017). Esta hipótesis puede tenerse en cuenta incluyendo un escenario en el modelo de evaluación que contenga las capturas de Perú, y otro que contenga las capturas de Perú y Chile además de las capturas de Ecuador (Figura 13).

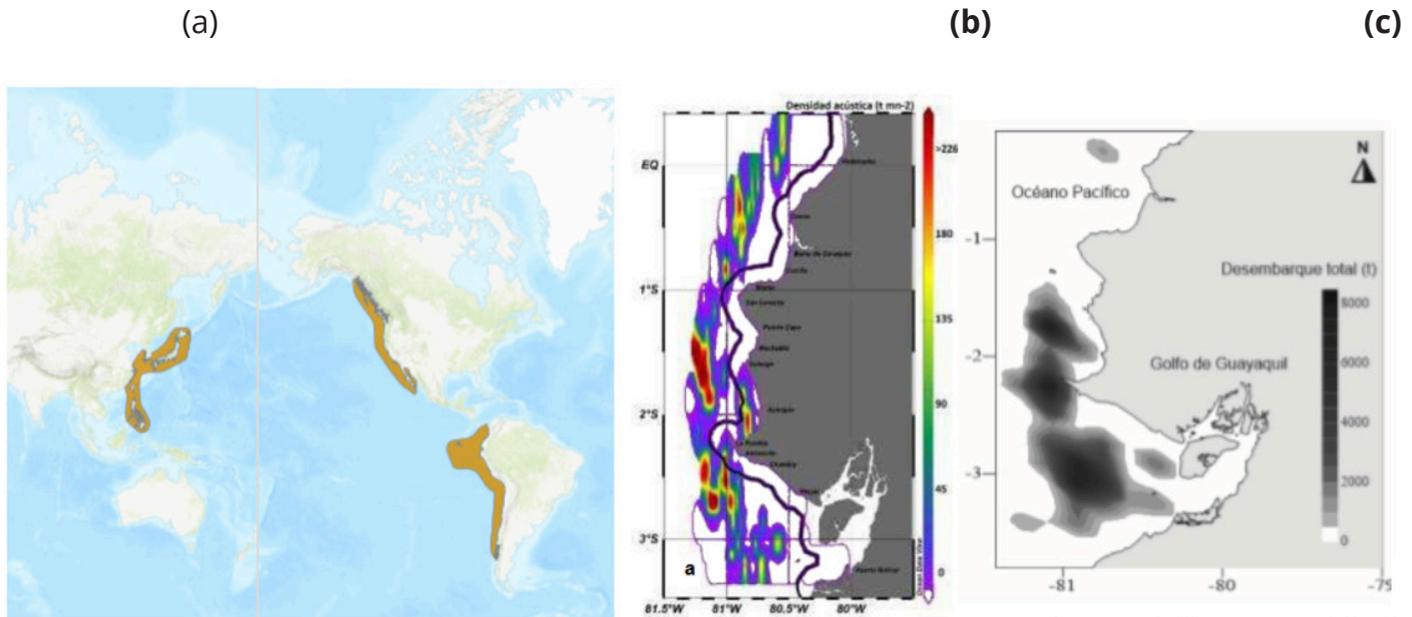


Figura 12 (a) Distribución geográfica de la macarela *Scomber japonicus* según IUCN (2011); (b) Distribución espacial de la macarela durante el crucero hidro acústico de noviembre del 2018. Fuente: Romero *et al.* (2018), (c) Distribución espacial de las capturas de macarela en Ecuador en 2013 (Gilbert-Jaramillo y Villegas-Tigrero, 2016).

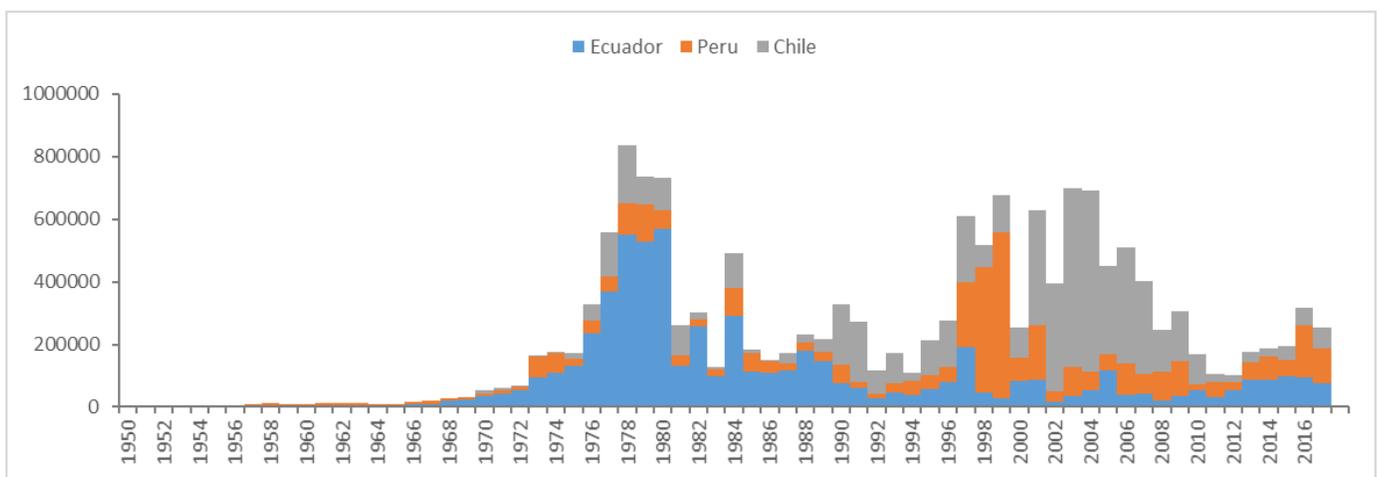


Figura 13. Capturas de macarela *Scomber japonicus* en el OPO (FAO, 2019).

CHUHUECO (*CETENGRAULIS MYSTICETUS*)

Fundamento: Evaluación utilizando datos de tallas (MODACT) y evaluación usando modelos integrados (MESTOCKL).

Análisis: El índice de abundancia a partir de los datos de CPUE se muestra extremadamente variable, sin embargo, con una tendencia a la estabilidad a lo largo de los años de la historia de la pesquería. La distribución de tallas promedio de los cinco últimos años está próxima

de la distribución correspondiente al 40% según el MODACT (*Figura 14*). Basado en el análisis de estos dos componentes de forma aislada, aparentemente no habría ningún problema con el recurso. Aparentemente la captura está dominada por una clase de edades y parece ser dependiente del reclutamiento.

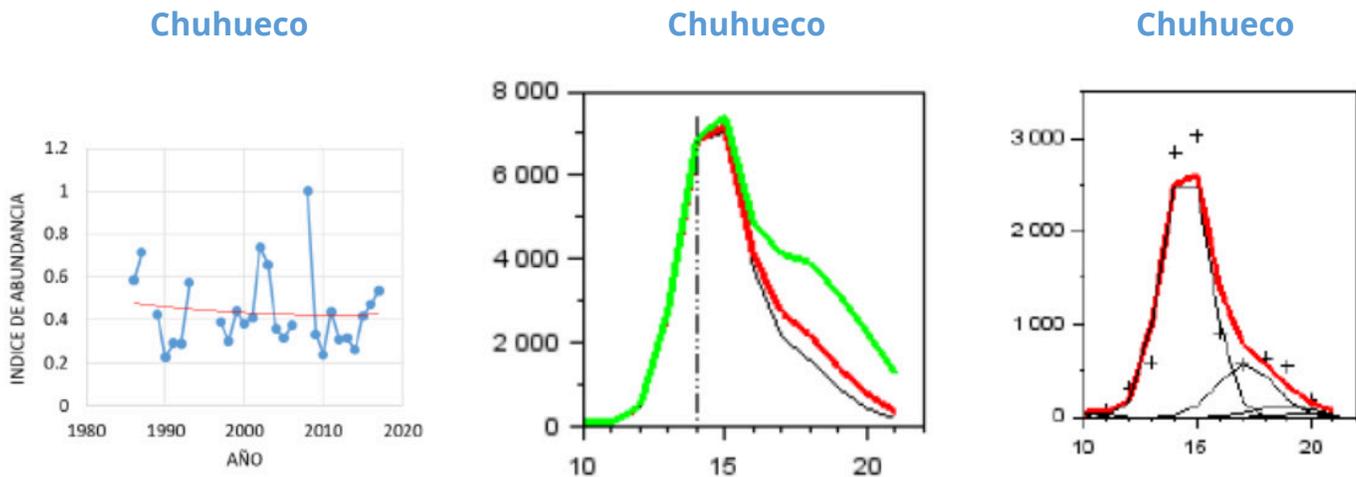


Figura 14. Extractos de los resultados de Canales (2019c) para el chuhueco.

Al integrar estas informaciones con las capturas de Ecuador, se observa que no hay un buen ajuste ni al índice de abundancia ni a los datos de talla promedio (*Figura 15*), como es apuntado por Canales (2019c) ($n_{inicial} = 50$, $n_{final} = 12.62$ para datos de distribución de tallas, $CV_{inicial} = 0.3$, $CV_{final} = 0.59$ para el índice de abundancia). El modelo integrado puede capturar parcialmente el descenso de la población al inicio de la serie y el aumento al final, pero no puede explicar el aumento del índice a media-

dos de la serie. Las capturas son explicadas en el modelo por variaciones en el reclutamiento. El reclutamiento parece haber estado en un periodo de baja productividad desde el año 2000 hasta más o menos el 2015. La biomasa desovante es estimada con mucha incertidumbre, incluso amabas estimaciones de biomasa obtenidas con métodos hidroacústicos para el año del 2018 (189,994 t marzo 22,391 t noviembre) están dentro de la variabilidad de la estimación de biomasa desovante.

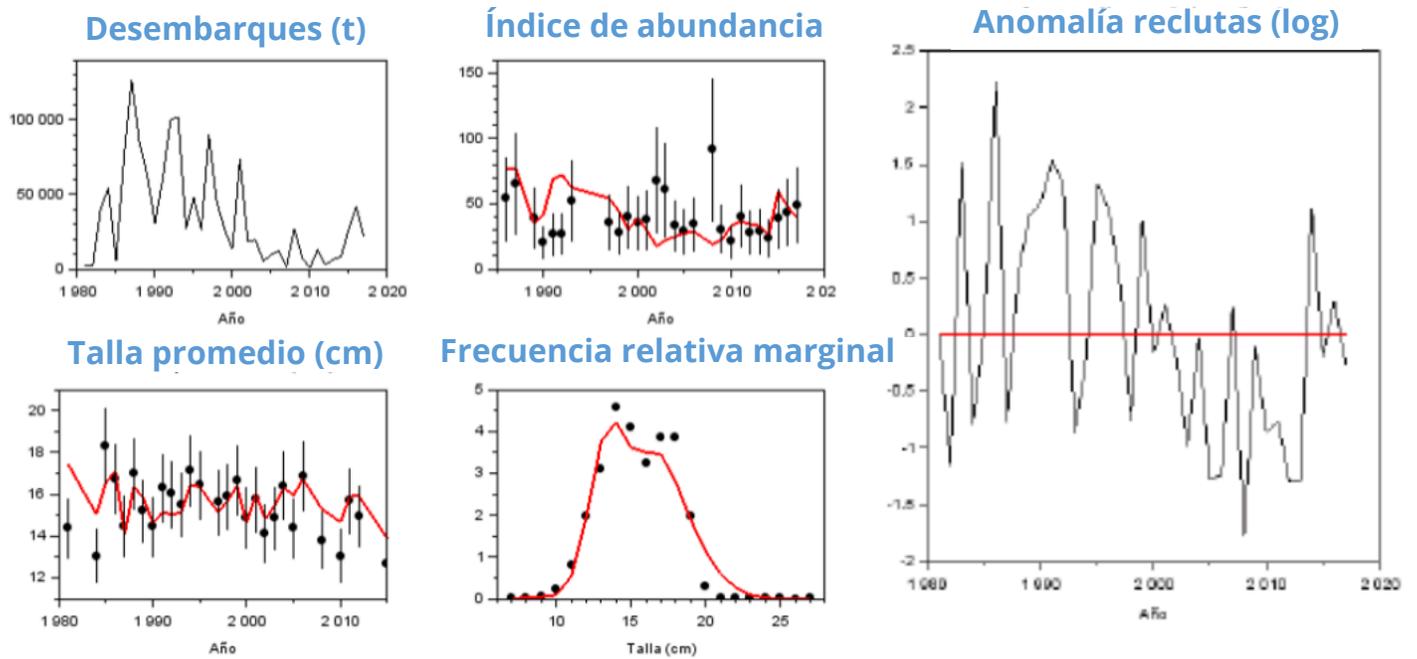


Figura 15. Ajuste del modelo integrado a los datos de chuhueco (*Cetengraulis mysticetus*) de Ecuador y estimación de las desviaciones de reclutamiento.,

El supuesto de que la población que está en aguas de Ecuador es una población que se auto mantiene (es decir, no depende de aporte de inmigración) debe ser analizado con cuidado. El chuhueco se distribuye en la costa de América Central, Colombia y Ecuador (**Figura 16**). En Panamá es objeto de una pesca muy productiva basada en la productividad primaria relativa a la surgencia (MacKenzie *et al.*, 2019). Según Zapata *et al.* (2011), citando Whitehead y Rodríguez-Sánchez (1995), el chuhueco “forma cardúmenes extensos y densos que al parecer se desbandan y reagrupan con gran

rapidez, generalmente sobre fondos fangosos o fangoso-arenosos, cerca de las bocas de ríos. Se alimentan de diatomeas planctónicas en la fase juvenil y de organismos bentónicos como adultos (también ingieren un poco de fango)”. Zapata *et al.* (2011) citan que el chuhueco (o carduma como es denominado en Colombia) es una de las principales especies que sustentan las pesquerías de pequeños pelágicos en Colombia. Las áreas de pesca están cerca de los puertos de Buenaventura, Guapi y Tumaco. Este el último es el más cercano al puerto de Esmeralda en Ecuador.

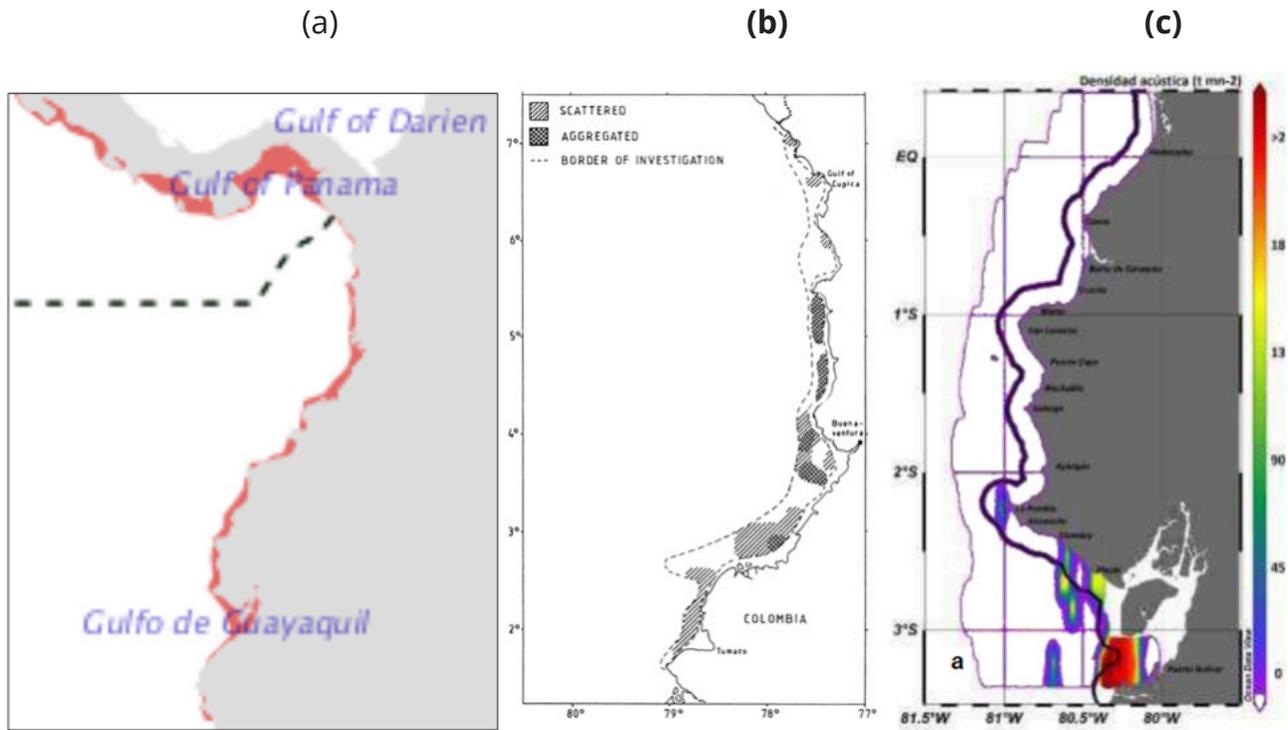


Figura 16. (a) Distribución de la especie en la región de Ecuador según FAO (1985); (b) distribución de los peces pelágicos determinada por sistema acústico en octubre - noviembre del 1997, la composición de especies estaba dominada por chuhueco (*Cetengraulis mysticetus*) y pinchagua (*Opisthonema libertate*) (Sætersdal *et al.*, 1999); (c) Distribución espacial del chuhueco durante el crucero hidroacústico de noviembre del 2018 (Romero *et al.*, 2018).

Para evaluar este supuesto, un escenario de ajuste del modelo integrado a las capturas de Ecuador y de Colombia en conjunto podría ser realizado. Al inspeccionar de las capturas de Colombia y de Panamá (Figura 17), se observa también una disminución en los años recientes. Si ambas pesquerías son dependientes de los reclutamientos locales, puede haber un fenómeno regional que está

limitando la productividad en años recientes, como el fenómeno de surgencia (Figura 18). En el stock de atún aleta amarilla en el OPO, que también es dependiente de variaciones en el reclutamiento, se ha estimado un régimen de productividad más baja en años recientes, en relación al periodo entre los años 2000 y 2010 (Minte-Vera *et al.* 2016).

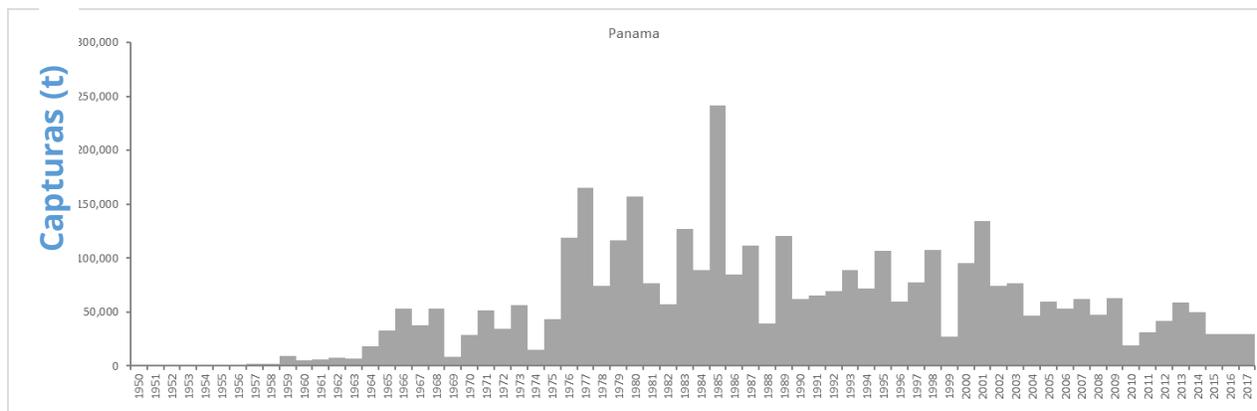
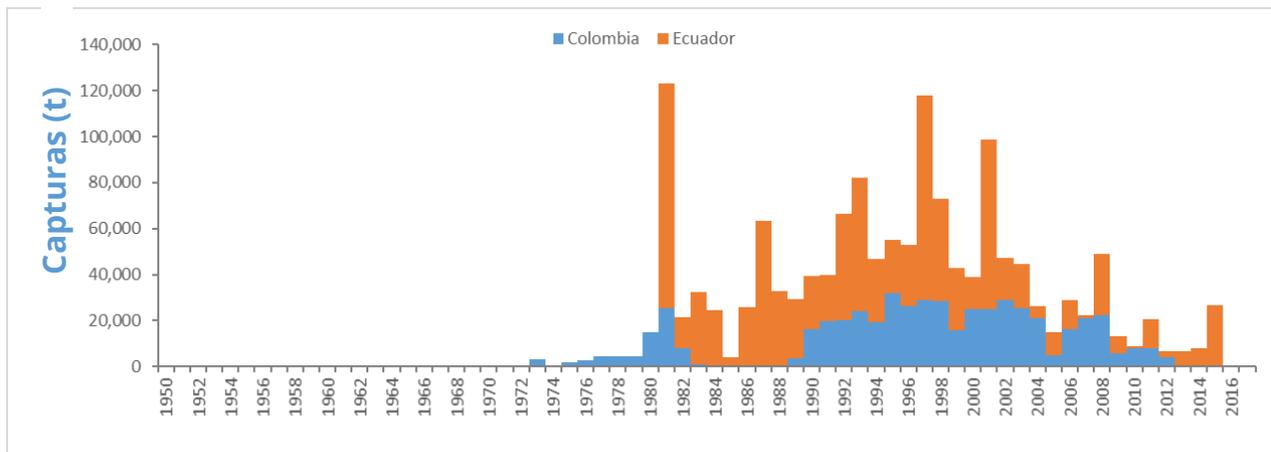


Figura 17. Capturas de chuhueco (*Cetengraulis mysticetus*) reportadas a la FAO por (a) Colombia y Ecuador, (b) Panama (FAO, 2019).

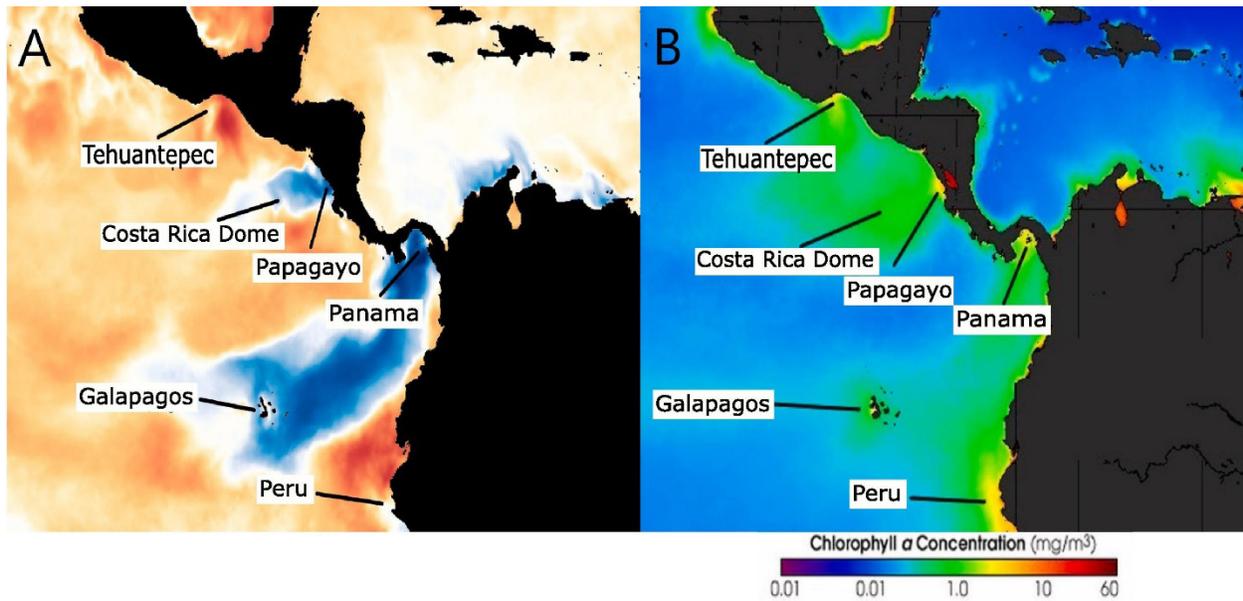


Figura 18. Ejemplo de A: anomalía de la temperatura superficial del mar indicando la extensión del área de surgencia (semana del 11-17.03.2019, azul: más frío y naranja más caliente que la media histórica para 1985-2012; créditos de la imagen: NOAA) y B: concentración de clorofila-a durante un evento de surgencia (en 01.01.2004; créditos de la imagen: SeaWiFS Project) que muestra las áreas más importantes de surgencia en el OPO (extraído de MacKenzie et al., 2019).

En vista de que las variaciones en el reclutamiento parecen dominar las variaciones en la productividad del stock, lo que dificulta la estimación de los efectos de la pesca, parece más indicado que el stock se maneje dejando un mínimo de abundancia (“escapement”) u otras re-

glas de control de captura más indicadas para especies de pequeños pelágicos importantes para la transferencia de energía dentro de los niveles tróficos del ecosistema (p. ej. Sánchez *et al.*, 2019).

RECOMENDACIONES

Corto plazo:

- Hacer un escenario de estimación del modelo integrado con la adición de las capturas de Colombia.
- Usar el ASPM como diagnóstico para el modelo integrado.

Mediano plazo:

- Usar modelos integrados en escala mensual para incluir las evaluaciones directas como índices de abundancia.

Largo plazo:

- Decidir y testear reglas de control de capturas apropiadas para especies de forrajeo usando evaluaciones de estrategias de ordenamiento.
- Estudiar los mecanismos ambientales que determinan la variación en la productividad del stock.
- Realizar investigaciones sobre estructura de stock en colaboración con Colombia.

PINCHAGUA (*OPISTHONEMA SPP*)

Fundamento: Evaluación utilizando modelos integrados.

Análisis: Este stock está compuesto de varias especies, lo que hiere el primer supuesto de los modelos de evaluación, que requiere que se trabaje con una sola especie. Tres especies son encontradas en las costas continentales de Ecuador (*Opisthonema libertate* (Gunther, 1896), *O. bulleri* (Regan, 1904) y *O. medirastre* (Berry y Barret, 1963), y una en las islas Galapagos (*O. berlangai* Berry y Barrett, 1964) según Whitehead (1985). El modelo presenta buen ajuste a los datos de índices de abundancia y talla promedio, lo que puede indicar que hay apenas una especie predominante en las capturas. Las distribuciones de tallas (**Figura 19**) parecen tener en diversos años varias modas que no son

explicadas por las variaciones en selectividad y en el reclutamiento. Esto puede indicar que hay mezcla importante de grupos (especies, sexos) que tienen diferentes tasas de crecimiento somático.

Los cruceros acústicos relatados en la **Tabla 2** de Canales (2019c) muestran que para el stock de pinchagua en el Golfo de Guayaquil se observan valores altos y bajos dentro de un mismo año, indicando que puede haber reclutamiento y depleción dentro de un mismo año. Por ejemplo, en febrero del 1996 se estimaron 92,500 toneladas y en agosto 130,690 toneladas, indicando que hubo un reclutamiento entre esas dos fechas, o movimiento desde áreas afuera del golfo de Guayaquil. Sin embargo, en el 2013, en febrero hubo 316,000 toneladas en el Golfo de Guayaquil contra 8,613 toneladas en octubre. De la misma forma, en 2018, en mar-

zo, se estimaron 114,815 toneladas en el golfo de Guayaquil y 61,964 toneladas en noviembre del mismo año. Si se supone que estimaciones representan el mismo componente del stock, y que no hay movimiento, se podrían usar modelos de depleción con escala temporal más fina

(por ejemplo, modelos mensuales) para evaluar la población dentro de un año (Maunder, 2010). Se podría hacer un escenario del modelo con las estimaciones de abundancia por métodos hidroacústicos.

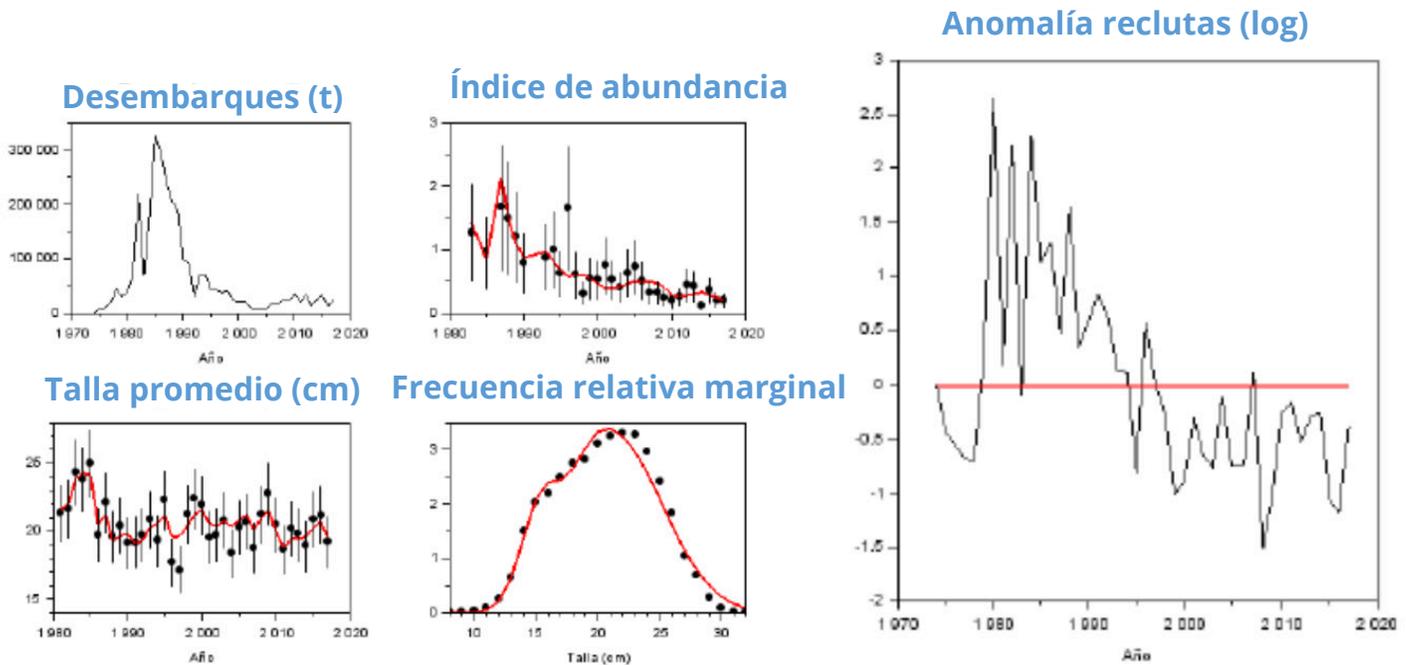


Figura 19. Ajuste del modelo integrado a los datos de pinchagua (*Opisthonema spp s*) de Ecuador y estimación de las desviaciones de reclutamiento.

El reclutamiento estimado tiene un patrón muy extraño, con anomalías negativas en los primeros años, luego una serie positiva hasta mediados de los años 1990, seguidas de anomalías negativas. Esta fuerte autocorrelación en los residuales puede tanto ser algo relacionado con el ambiente, como un artefacto del modelo, que explica las bajas capturas en Ecuador en los últimos años, con reclutamientos débiles. Las bajas capturas deberían llevar a un repunte de la población. Como esto no está pasando (el índice de abundancia continúa bajo), el modelo estima bajos reclutamientos. Otra hipótesis es que no todas las capturas del stock están incluidas en el modelo. Esta última hipótesis debe ser investigada antes que se pueda usar este modelo para basar cualquier recomendación científica para el manejo pesquero.

¿Cuáles son las principales zonas de captura de esta especie? ¿Hay diferencias en las tendencias poblacionales por zona? ¿Hay incertidumbres en las capturas? ¿Podría haber capturas de países vecinos que pertenecen a este stock? Zapata *et al.*, (2007) indican que La pesquería de pequeños pelágicos en aguas del Pacífico colombiano (**Figura 20**) se remonta a los años 1950-1960, período en el cual su mayor importancia radicaba en ser utilizados como carnada en los grandes barcos atuneros que pasaban por la zona. Desde 1970 se tienen reportes de la captura de estas especies (*Cetengraulis mysticetus* Gunther, 1866 y *Opisthonema* spp. Gill, 1861), destinadas a la producción de harinas como materia prima para la elaboración de concentrados para animales y enlatados, respectivamente.

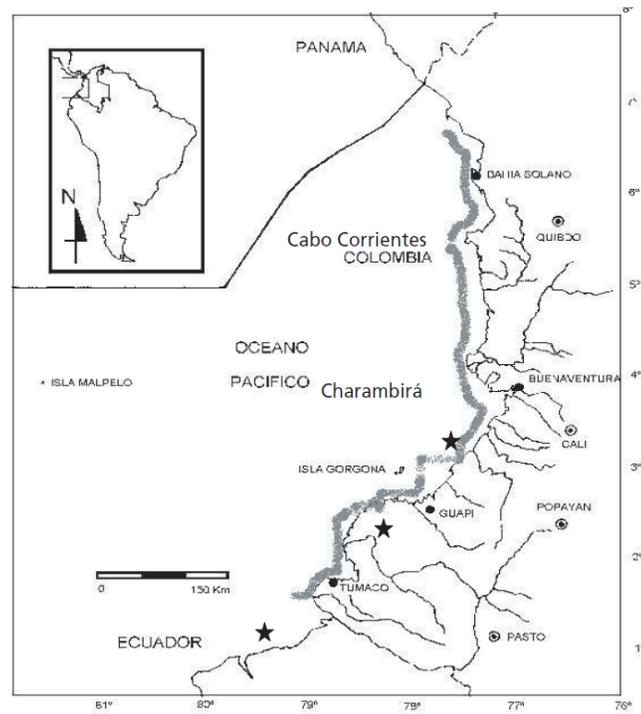


Figura 20. Distribución de pinchagua (=plumuda, *Opisthonema spp.*) y chuhueco (=carduma, *C. mysticetus*) y sus principales áreas de pesca en el Pacífico colombiano (Fuente: Zapata *et al.*, 2007)

RECOMENDACIONES

Corto plazo:

- Hacer un escenario de estimación del modelo integrado con la adición de las estimaciones hidroacústicas.
- Usar el ASPM como diagnóstico para el modelo integrado.
- Mapear las capturas para investigar el supuesto de población cerrada.

Mediano plazo:

- Usar modelos integrados en escala mensual para incluir las evaluaciones directas como índices de abundancia.
- Muestrear las capturas para estimar la proporción por especies.

Largo plazo:

- Realizar investigaciones sobre edad y crecimiento.
- Decidir y testear reglas de control de capturas apropiadas para especies de forrajeo usando evaluaciones de estrategias de ordenación.
- Estudiar los mecanismos ambientales que determinan la variación en la productividad del stock.
- Realizar investigaciones sobre estructura de stock en colaboración con países vecinos.

OTRAS ESPECIES

Fundamento: Evaluación utilizando apenas la composición de tallas.

Análisis: El autor prioriza el uso de la composición de tallas para evaluar los otros cuatro stocks debido a que los índices de abundancia en recursos pelágicos no muestran la reducción esperada en modelos de agotamiento (Canales, 2019b). Sin embargo, estos son los stocks que tienen los menores tamaños de muestra de frecuencia de tallas. El modelo MODACT fue preferido para la evaluación. Como lo señaló Canales (2019c), los resultados del modelo MODACT son sensibles a los supuestos de equilibrio, mortalidad natural, crecimiento y biología reproductiva. Fue demostrado para las otras especies evaluadas que los reclutamientos son muy variables, lo que significa que el supuesto de equilibrio puede ser muy fuerte para estas especies de pequeños pelágicos. Dos especies, trompeta y sardina redonda, tienen largo historial de capturas (**Figura 21**), al mismo tiempo que muestran tendencia de descenso en el índice de abundancia y reducción en la composición de tallas. Las otras dos especies, picudillo y corbata, muestran capturas a partir de mediados de los años 2000, y un índice de abundancia estable que parece contradictorio a la reducción en la distribución de tallas. Una hipótesis es que, si bien la captura de lances exitosos no ha cambiado, la probabilidad de encontrar la especie, sí ha cambiado en el

tiempo (ver punto 3.4). Otra hipótesis es que las pesquerías aún no han tenido efecto en los stocks y los cambios en la distribución de tallas se deben a la llegada de muchos juveniles o al supuesto de que la mortalidad natural es muy baja, entre otros. Si bien el autor prefirió atenerse al modelo MODACT para estas especies en este momento, en el futuro es preferible que también se usen los modelos integrados para evaluar estas especies. Esto se justifica porque los modelos integrados permiten que se trate la incertidumbre de forma explícita, por ejemplo, incluyendo escenarios alternativos de historia de vida (diferentes tasas de mortalidad natural, o parámetros de crecimiento), que pueden tener el soporte de diferentes componentes de los datos. También se puede ajustar el modelo integrado apenas a los datos de talla, lo que sería equivalente al modelo MODACT, pero sin el supuesto de equilibrio y teniendo en cuenta las capturas, para evaluar si la mortalidad por pesca puede explicar los cambios en la estructura de tallas. También se recomienda que se entreguen indicadores para estas especies (y también para las otras) como capturas totales y por tipo de buque, talla promedio, índices de abundancia, etc., para poder continuar el seguimiento de las poblaciones, en el caso que no se puedan usar modelos integrados para evaluar el stock, o para auxiliar en las interpretaciones de las evaluaciones con modelos integrados, en caso de que estos puedan ser usados.

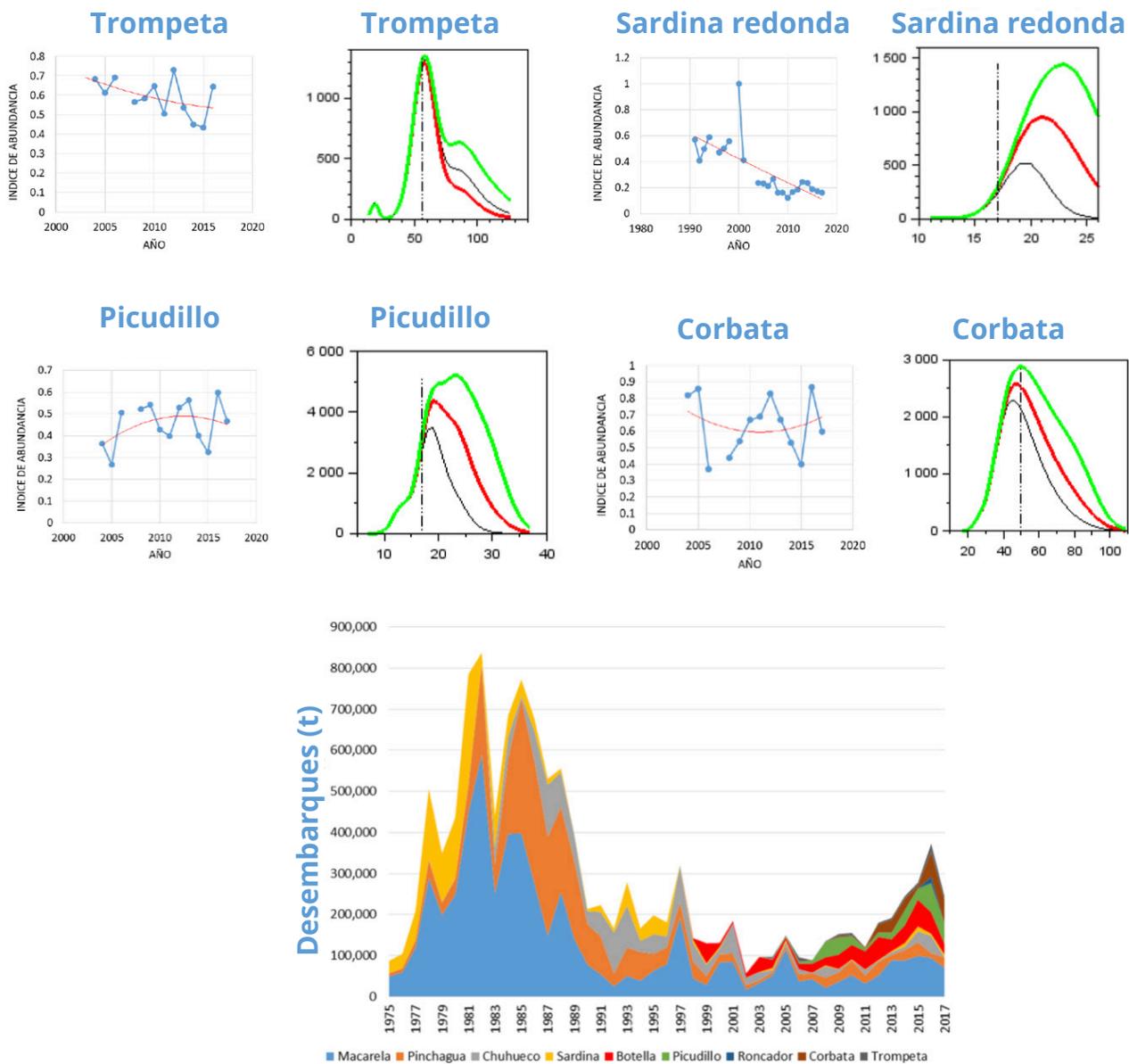


Figura 21. Índices de abundancia estimados por la estandarización de la CPUE usando modelos lineares generalizados, la línea azul indica el valor del índice, la línea roja representa la tendencia. Composiciones de tallas de la población explotable de estimadas por el Modelo MODACT; línea negra es la condición actual, línea roja es la condición al 40% de la población virginal, línea verde es la población virginal. Desembarque de pelágicos pequeños principales del Ecuador 1975-201. Fuente: Canales (2019c).

RECOMENDACIONES

Corto plazo:

- Producir indicadores para estas especies.

Mediano plazo:

- Usar modelos integrados para evaluar estos stocks teniendo en consideración las incertidumbres clave.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES GENERALES

El trabajo del Dr. Canales, representa un gran avance tanto en la evaluación de los stocks de pequeños pelágicos en Ecuador, como en la capacitación del personal científico en metodologías de evaluación de stock. Al conocer mejor las técnicas de evaluación stock, y organizar y revisar la información disponible para el ajuste de esos modelos, el personal científico puede tener mejor apreciación de los puntos clave para uso de la información, como por ejemplo en el diseño del muestreo y caracterización de la incertidumbre. El Dr. Canales brindó conocimiento sobre modelos integrados, que son los métodos más modernos para evaluar stocks pesqueros, y aún son objeto de intensa investigación. Se recomienda que el trabajo continúe y que el equipo se continúe capacitando para evaluar continuamente estos importantes recursos.

El supuesto de población cerrada dentro de las aguas ecuatorianas, central para todas las evaluaciones presentadas, es un buen paso inicial, sin embargo, no se sustenta al análisis más detallado. Algunos de los stocks de pequeños pelágicos explotados por Ecuador pueden ser compartidos con los países vecinos, y su evaluación depende de la integración de las informaciones de esos países. Como paso inicial para explorar esa hipótesis, se recomienda profundizar el conocimiento de la distribución espacial de las capturas de cada stock, y de los individuos adultos, a través de mapas de la información que ya se tiene, y estimar modelos con escenarios de captura que incluyan las capturas de los países vecinos, sin los cuales no es posible concluir si las evaluaciones pueden ser aceptadas para guiar el manejo. En el futuro, se recomienda que Ecuador extienda su experiencia de colaboración con otros países para evaluación de stocks compartidos, ya demostrada en el caso del dorado *Coryphaena hippurus* (Aires-da-Silva *et al.* 2016), para los stocks de pequeños pelágicos.

Canales (2019a) recomienda implementar reglas de control de captura. Ese es un camino importante a considerar frente a la incertidumbre en evaluar estos stocks. Además de reglas de control de captura, que dependen de un buen sistema de registro de las capturas, casi en tiempo real, se recomienda que también se considere el manejo basado en reglas de control de esfuerzo. Se demostró en las evaluaciones analizadas que las especies de pequeños pelágicos tienen reclutamiento muy variable. En ese caso, reglas de control de extracción basadas en control de entrada, como control del esfuerzo pesquero a través de días de pesca permitida (y vedas) podrían ser más efectivas. Cuando los reclutamientos son grandes, generando mucha biomasa, las reglas de control de esfuerzo permiten aprovechar ese aumento de la productividad. Se ha demostrado usando simulaciones en computadora dentro de un estudio de evaluación de estrategias de ordenación que, para el atún blanco del Pacífico Norte, que también tiene grandes variaciones en reclutamiento, las reglas de control de esfuerzo tuvieron mejor desempeño que las reglas de control de capturas en el alcance de los objetivos propuestos para la pesquería (Tommasi y Teo, 2019). Se recomienda que el desempeño de reglas de control de captura y reglas de control de esfuerzo candidatas se compare en un estudio de evaluación de estrategias de ordenación, después de la determinación de los objetivos de la pesquería, como apunta Canales (2019a).

Aires-da-Silva, A., Valero, J.L., Maunder, M.N., Minte-Vera, C.V., Lennert-Cody, C., Román, M.H., Martínez-Ortiz, J., Torrejón-Magallanes, E.J., Carranza, M.N. 2016. Evaluación exploratoria de la población de dorado (*Coryphaena hippurus*) en el Océano Pacífico sudeste. CIAT Documento SAC-07-06a(i). Disponible en: [https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2016/SAC-07/PDFs/Docs/_Spanish/SAC-07-06a\(i\)-REV-12-Jan-18_Evaluacion-del-dorado.pdf](https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2016/SAC-07/PDFs/Docs/_Spanish/SAC-07-06a(i)-REV-12-Jan-18_Evaluacion-del-dorado.pdf)

Brochier, T., Auger, P.-A., Pecquerie, L. *et al.* 2018. Complex small pelagic fish population patterns arising from individual behavioral responses to their environment. *Progress in Oceanography* 164: 12-27

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. 2019bc. 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, julio 2019: 89 pp.

Carvalho, F., Punt, A.E., Chang, Y.-J., Maunder, M.N., Piner, K.R. 2017. Can diagnostic tests help identify model misspecification in integrated stock assessments? *Fisheries Research* 10.1016/j.fishres.2016.09.018.

FAO Species catalogue Vol. 7. Clupeoid fishes of the world. (Suborder CLUPEOIDEI) An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, anchovies and wolf-herrings. Part 2. Engraulididae. W hitehead, P.J.P. 1985. FAO Fish. Synop., (125)Vol.7 Pt. 2:305-579.

FAO. 2019. Fishery and Aquaculture Statistics. Global capture production 1950-2017 (Fishstatj). In: FAO Fisheries and Aquaculture Department [online]. Rome. Updated 2019. www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstatj/en

Fournier, D.A., H.J. Skaug, J. Ancheta, J. Ianelli, A. Magnusson, M.N. Maunder, A. Nielsen y J. Silbert. 2012. AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. *Optim. Methods Softw.* 27: 233-249.

Francis, R.I.C.C. 2011. Data weighting in statistical stock assessment models. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68:1124-1138.

Gilbert-Jaramillo, G.J., Villegas-Tigrero, T.I. 2016. Ciencia Pesquera Aspectos biológicos y pesqueros de la macarela *Scomber japonicus* (Perciformes: Scombridae) en la costa continental de Ecuador. *Ciencia Pesquera* 24(1): 67-75.

Griffiths, S.P., Kesner-Reyes, K., Garilao, C., Duffy, L.M, Román, M.H. 2019. Ecological assessment of the sustainable impacts of fisheries (EASI-Fish): a flexible vulnerability assessment approach to quantify the cumulative impacts of fishing in data-limited settings. *Marine Ecology Progress Series* 625: 89–113, 2019 <https://doi.org/10.3354/meps13032>

- Griffiths, S., Fuller, L. 2019. Consideraciones Ecosistémicas. Comisión Interamericana del Atún Tropical. 10ª Reunión Comité Científico Asesor. Documento SAC-10-14 https://www.iattc.org/Meetings/Meetings2019/SAC-10/Docs/_Spanish/SAC-10-14_Consideraciones%20ecosistemicas.pdf
- 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>.
- Hunsicker, M.E., Olson, R.J, Essington, T.E., Maunder, M.N. Duffy, L.M., Kitchell, J.F.. 2012. Potential for top-down control on tropical tunas based on size structure of predator-prey interactions. Marine Ecology Progress Series 445:263-277. <https://doi.org/10.3354/meps09494>
- International Union for Conservation of Nature (IUCN) 2011. *Scomber japonicus*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019-2
- Kai M., Thorson J.T., Piner K.R., Maunder M.N. 2017. Spatiotemporal variation in size-structured populations using fishery data: an application to shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) in the Pacific Ocean. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 2017, 74(11): 1765-1780, <https://doi.org/10.1139/cjfas-2016-0327>
- Lee, H.H., Piner, K.R., Methot, R.D., Maunder, M.N. 2014. Use of likelihood profiling over a global scaling parameter to structure the population dynamics model: an example using blue marlin in the Pacific Ocean. Fish. Res. 158: 138-146
- Lorenzen, K. 2000. Allometry of natural mortality as a basis for assessing optimal release size in fish-stocking programmes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 2374-2381.
- Maunder, M.N. 2010. A depletion estimator for within-season management of yellowfin tuna. Managing Data-Poor Fisheries: Case Studies, Models & Solutions 1: 251-258.
- Maunder, M.N., and K.R. Piner. 2015. Contemporary fisheries stock assessment: many issues still remain. ICES Journal of Marine Science, 72: 7-18. doi:10.1093/icesjms/fsu015
- Maunder, M.N., Punt, A.E., 2004. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. Fish. Res. 70 (2-3), 141-159.
- MacKenzie, K.M., Robertson, D.R., Adams, J.N., Altieri, A.H. Turner, B.L. 2019. Structure and nutrient transfer in a [tropical pelagic upwelling food web: From isoscapes to the whole ecosystem. Progress in Oceanography 178](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0079661119300412) <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0079661119300412>
- Methot, R.D., Wetzel, C.R., 2013. Stock synthesis: a biological and statistical framework for fish stock assessment and fishery management. Fish. Res. 142, 86-99. doi: 10.1016/j.fishres.2012.10.012
- Minte-Vera, C.V., Aires-da-Silva, A.A., Maunder, M.N. 2016. Status of yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean in 2015 and outlook for the future. 7th meeting of the Scientific Advisory Committee. Document SAC-07-05b. Available from: http://www.iattc.org/Meetings/Meetings2016/SAC-07/PDFs/Docs/_English/SAC-07-05b_Yellowfin-tuna-Assessment-for-2015.pdf
- Minte-Vera, C.V., Maunder, M.N., Aires-da-Silva, A. M., Satoh, K., Uosaki, K. 2017. Get the biology right or use size-composition data at your own risk. Fisheries Research 192: 114-125 <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2017.01.014>
- Minte-Vera, C.V., Maunder, M.N., Schaefer, K.M., Aires-da-Silva, A.M. 2019. The influence of

metrics for spawning output on stock assessment results and evaluation of reference points: An illustration with yellowfin tuna in the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research* 217: 35-35

Olson, R.J., Watters, G.M. 2003. Un modelo del ecosistema pelágico en el Océano Pacífico Oriental Tropical. *Boletín de la Comisión Interamericana del Atún Tropical* 22(3): 135-218 https://www.iattc.org/PDFFiles/Bulletins/_English/Vol-22-No-3-2003-OLSON,%20ROBERT%20J.,%20and%20GEORGE%20W.%20WATTERS_A%20model%20of%20the%20pelagic%20ecosystem%20in%20the%20eastern%20tropical%20Pacific%20Ocean.pdf

Romero, A., Landívar, E., Ponce, G., Hurtado, M., De la Cuadra, T., Prado, M., Guerrero, J., Cajas, J., Calderón, G., Ayora, G., Macías, P., Alarcón, K., Muñoz, A., Buchelli, R., Sandoval, G., Jurado, V. 2018. Evaluación hidroacústica de los principales peces pelágicos pequeños en el Ecuador y su distribución geoespacial, durante noviembre de 2018 (INP-SRP-CNP 18-11-02PV <http://www.institutopesca.gob.ec/wp-content/uploads/2018/01/Informe-final-Crucero-Noviembre-2018.pdf>

Sánchez, S., Ibaibarriaga, L., Uriarte, A., Pallezo, R., Andrés, M., Abaunza, P., Jardim, E., Lehuta, S., Pawlowski, L., Roel, B. 2019. Challenges of management strategy evaluation for small pelagic fish: the Bay of Biscay anchovy case study *Marine Ecology Progress Series* 617-618: 245–263 <https://doi.org/10.3354/meps12602>

Spalding, M.D., Fox, H.E., Allen, G.R., Davidson, N., Ferdaña, Z.A., Finlayson, M., Halpern, B.S., Jorge, M.A., Lombana, A., Lourie, S.A., Martin, K.D., McManus, E., Molnar, J., Recchia, C.A., Roberts, J. 2007. *Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas*. *BioScience* 57(7): 573–583, <https://doi.org/10.1641/B570707>

Sætersdal, G.; Bianchi, G.; Strømme, T.; Venema, S.C. 1999. The DR. FRIDTJOF NANSEN Programme 1975–1993. Investigations of fishery resources in developing countries. History of the programme and review of results. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 391. Rome, FAO. 1999. 434p.

Sullivan Sealey, K., Bustamante, G. 1999. *Setting Geographic Priorities for Marine Conservation in Latin America and the Caribbean*. Arlington (VA): The Nature Conservancy.

Tommasi, D., Teo, S. 2019. Summary of results for the North Pacific albacore tuna (*Thunnus alalunga*) management strategy evaluation. *ISC/19/ALBWG-01/01*. Disponible en: http://isc.fra.go.jp/pdf/ALB/ISC19_ALB_1/ISC19-ALBWG-01_01.pdf

Thorson, J. T., S. B. Munch, J. M. Cope, and J. Gao. 2017. Predicting life history parameters for all fishes worldwide. *Ecological Applications*. 27(8): 2262–2276. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/eap.1606/full>

Thorson, J.T., Monnahan, C.C. Cope, J.M. 2015. The potential impact of time-variation in vital rates on fisheries management targets for marine fishes. *Fisheries Research* 169:8–17 <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2015.04.007>

Thorson, J.T., 2019. Guidance for decisions using the Vector Autoregressive Spatiotemporal (VAST) package in stock, ecosystem, habitat and climate assessments. *Fisheries Research* 210: 143–161.

Thorson, J.T., Shelton, A.O., Ward, E.J., Skaug, H.J., 2015. Geostatistical delta-generalized linear mixed models improve precision for estimated abundance indices for West Coast groundfishes. *ICES J. Mar. Sci.* 72 (5), 1297–1310.

Wang, S. P., M.N. Maunder, K.R. Piner, A. Aires-da-Silva, and H.H. Lee. 2014. Evaluation of virgin recruitment profiling as a diagnostic for selectivity curve structure in integrated stock assessment models. *Fish. Res.*, 158: 158-164.

Xu, H., Lennert-Cody, C.E., Maunder, M.N. Minte-Vera, C.V. 2019. Spatiotemporal dynamics of the dolphin-associated purse-seine fishery for yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) in the eastern Pacific Ocean. *Fisheries Research* 213: 121-131.

Zapata, L.A, Herrera Carmona, J.L., Beltrán-León, B.S., Jiménez-Tello, P., Prieto Martínez, L.M., Guevara-Fletcher, C. Zambrano, E. 2011. Estado actual de la pesquería de pequeños pelágicos en el Pacífico colombiano. En: J.M. Díaz, C. Vieira y G. Melo (eds.), Diagnóstico de las principales pesquerías del Pacífico colombiano. Fundación Marviva – Colombia, Bogotá, Intervalo de páginas (ej. pp. 25-33)

Zapata, L.A., Peña, E.J., Rubio, E.A. 2007. La pesquería de pequeños pelágicos en el Pacífico de Colombia. Cap. 12 in: Agüero, M. (ed.) Capacidad de pesca y manejo pesquero en América Latina y el Caribe. FAO Documento Técnico de Pesca. No. 461. Roma, FAO. <http://www.fao.org/3/a-a0236s.pdf>

Whitehead, P.J.P., 1985. FAO species catalogue. Vol 7. Clupeoid fishes of the world. An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, anchovies and wolf-herrings. Part 1 - Chirocentridae, Clupeidae and Pristigasteridae. FAO Fish. Synop.125 (7) Pt. I:303 (p67-72. <http://www.fao.org/3/ac482e/ac482e13.pdf>)

AGENDA DE LA VIDEOLLAMADA DEL 10 DE SEPTIEMBRE DEL 2019

Revisión de pares de la evaluación de stock de especies relevantes de pelágicos pequeños de Ecuador.

Hora (Hora de Ecuador)	Actividad	Responsable
09h00	Bienvenida y presentación de participantes	Teddy Escarabay
09h05	Presentación de la evaluación de stock de especies relevantes de Pelágicos Pequeños de Ecuador.	Christian Canales y equipo técnico del INP
10h30	Discusión, preguntas y respuestas.	Moderador: Teddy Escarabay
12h00	Clausura	Enrique Alonso

COMENTARIOS MENORES

- Informe 2 – Pag.26 Figura 9 – El eje de la mortalidad debería ser al contrario, con alta mortalidad la biomasa es reducida y se produce el máximo rendimiento. Referencias bibliográficas.
- Informe 3 - En la Tabla 1 se reportan los índices de abundancia a partir de la estandarización de la información de captura y esfuerzo. ¿Hubo estimaciones de la incertidumbre de cada estimación? ¿Se podrían reportar aquí?
- Informe 3 ¿Qué quieren decir las líneas en negrito de la Tabla 2 al?
- Seria de mucha utilidad la inclusión del mapa con los puertos (**Figura 22**).

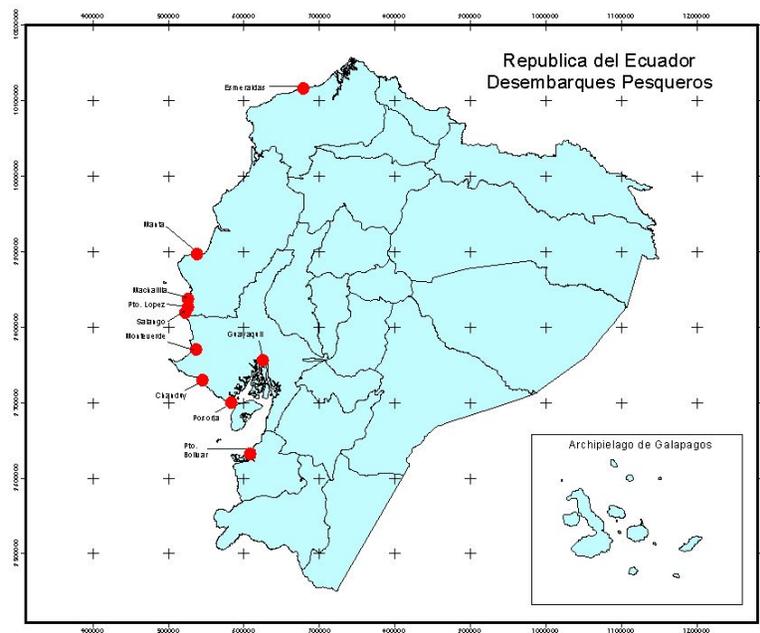


Figura 22. Puertos pesqueros de desembarque de peces pelágicos pequeños, localizados en las provincias de Esmeraldas (3 puertos), Manabí (8), Santa Elena (6), Guayas (1) y El Oro (1). Fuente: Presentación C. Canales durante videollamada.

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