

"Decenio de la Igualdad de Oportunidades para mujeres y hombres"
"Año del Bicentenario del Perú: 200 años de Independencia"

OFICIO N° **683**-2021-IMARPE/PCD

Callao, 09 de agosto de 2021

Señora
CAYETANA ALJOVÍN GAZZANI
Presidenta del Directorio
Sociedad Nacional de Pesquería
Av. República de Panamá N° 3591 piso 9
San Isidro

Asunto: Información para la certificación de la pesquería de anchoveta CHI del estándar del Marine Stewardship Council (MSC)

Referencia: a) Oficio PD. 053.2021 de fecha 17.05.2021
b) Oficio N° 572-2021-IMARPE/PCD de fecha 03.07.2021
c) Oficio N° 506-2021-IMARPE/PCD de fecha 10.06.2021

Anexo: Borrador del artículo titulado "Evaluación de la anchoveta del stock norte-centro"

Es grato dirigirme a usted en atención al documento de la referencia a), mediante el cual solicita información para la certificación de la pesquería de anchoveta CHI del estándar del Marine Stewardship Council (MSC).

Al respecto y de acuerdo a las coordinaciones sostenidas con su entidad, mediante las referencias b) y c), se remite por anexo la información pendiente, la cual contiene el borrador del artículo titulado "Evaluación de la anchoveta del stock norte-centro", el mismo que va ser incluido en el "III libro de la anchoveta".

Sea propicia la oportunidad para renovarle las seguridades de mi mayor consideración y estima personal.



Atentamente,

Carmen Yamashiro Guinoza
Presidenta (e) del Consejo Directivo
Instituto del Mar del Perú



Evaluación alternativa del stock norte-centro de la anchoveta peruana (*Engraulis ringens*) usando un modelo estocástico de producción excedente en tiempo continuo

Erich Díaz Acuña, Pablo Marin, Elmer Quispe Salazar

Dirección General de Investigaciones en Recursos Pelágicos

Instituto del Mar del Perú

Resumen

En este trabajo se presentan los resultados de una evaluación alternativa del stock norte-centro de la anchoveta peruana, para el periodo octubre de 1953 a setiembre de 2021, usando un modelo estocástico de producción excedente en tiempo continuo (SPiCT). El modelo utilizó datos de captura agregada a escala trimestral y datos de biomasa desovante basada en la acústica. El modelo (también bayesiano) fue configurado usando información previa sobre la anchoveta y proveniente de meta-análisis. Los principales parámetros del modelo fueron estimados como sigue: $K = 16.26$ millones t, $r = 0.84$ anual y $n = 0.73$. Sobre la biomasa desovante, el modelo estimó que esta es altamente variable a diferentes escalas de tiempo, con el valor más alto observada al inicio de la explotación (octubre de 1953 con 16.26 millones t), el valor más bajo en mayo de 1987 (con solo 389 mil t), mientras que para el año biológico más reciente la biomasa desovante fue estimada de 6.17 millones t. Sobre la tasa de mortalidad por pesca, el modelo demostró que a una escala decenal la explotación de la anchoveta se ha desarrollado a manera de dos grandes ciclos (1953-1975 y 1985-2020), separados por un periodo de bajos niveles de explotación (1976-1984). De acuerdo al modelo, durante los últimos años la biomasa desovante se ha mantenido por encima de la B_{MRS} y la mortalidad por pesca por debajo de la F_{MSY} . Sobre los PBR estimados por el modelo (B_{MRS} , F_{MSY} y MRS) se destaca que estos tienen alta coincidencia con los PBR actualmente en uso. En perspectiva se tienen planeado implementar una versión multi-regimen del modelo, explorar la incorporación de información ambiental como forzante de la dinámica poblacional del stock y extender el uso del modelo a la estimación de Reglas de Control de Capturas a través de la Evaluación de Estrategias de Manejo.

Abstract

This work presents the results of an alternative evaluation of the north-central stock of the Peruvian anchovy, for the period October 1953 to September 2021, using a stochastic surplus production model of in continuous time (SPiCT). The model used quarterly scale aggregate catch data and acoustic-based spawning biomass data. The model (also Bayesian) was configured using previous information on the anchovy and from meta-analysis. The main parameters of the model were estimated as follows: $K = 16.26$ millions t, $r = 0.84$ per year and $n = 0.73$. Regarding the spawning biomass, the model estimated that it is highly variable at different time scales, with the highest value observed at the beginning of exploitation (October 1953 with 16.126 millions t), the lowest value in May 1987 (with only 389 thousand t), while for the most recent biological year, the spawning biomass was estimated in 6.17 millions t. Regarding the fishing mortality rate, the model showed that at a decenal scale the exploitation of anchovy has developed in two large cycles (1953-1975 and 1985-2020), separated by a period of low levels of exploitation (1976-1984). According to the model, during the last years the spawning biomass has remained above B_{MSY} and the fishing mortality below F_{MSY} . Regarding the PBRs estimated by the model (B_{MSY} , F_{MSY} and MSY) it is highlighted that these have a high coincidence with the PBRs currently in use. In perspective, it is planned to implement a multi-regime version of the model, explore the incorporation of environmental information as a forcing of the population dynamics of the stock and extend the use of the model to the estimation of Harvest Control Rules through Management Strategies Evaluation.

Palabras clave: anchoveta, stock norte-centro, SPiCT, producción excedente, biomasa desovante.

Introducción

La anchoveta peruana (*Engrulis ringens*) es un pez pelágico pequeño, de rápido crecimiento, vida corta y gran biomasa que habita las aguas frías y ricas en nutrientes del Gran Ecosistema de la Corriente de Perú (GECP) (Jordán y Chirinos de Vildoso 1965, Pauly and Tsukayama 1987, Pauly et al. 1989, IMARPE 2000, Bertrand et al. 2008, IMARPE 2010). En este espacio, la anchoveta se distribuye en tres stocks, siendo el más productivo, el stock norte-centro del Perú (Cubillos et al. 2007) (Figura 1).

La anchoveta del stock norte-centro del Perú (anchNCP), eje central del presente trabajo, es considerada como el recurso clave del ecosistema marino peruano, tanto desde el punto de vista ecológico como socio-económico. Desde el punto de vista ecológico, la anchNCP es un recurso que consume importantes volúmenes de plancton (Álamo 1989, Pauly et al. 1989, Rojas de Mendiola 1989, Espinoza and Bertrand 2008, Espinoza and Bertrand 2014) y es, a su vez, el alimento principal (i. e. forraje) de varias poblaciones de peces de mayor tamaño (Muck 1989, Muck and Sanchez 1987, Pauly et al 1987, Alegre et al. 2013), aves (Muck and Pauly 1987, Jahncke and Goya 1998) y mamíferos marinos (Muck and Fuentes 1987, Arias-Schreiber 2000). Desde el punto de vista socio-económico, la anchNCP es el sustento de una importante e histórica pesquería (1950 a la actualidad) (Doucet y Einarsson 1967, Clark 1976, Tsukayama and Palomares 1987, Csirke et al. 1996, Ñiquen et al. 2000, Aranda 2009), que durante la última década (2010-2019) ha promediado una captura anual de 3.8 millones de toneladas (PRODUCE 2020). Estos niveles de captura, que en realidad representan el 92% de la anchoveta capturada en todo el Perú y el 77% de la anchoveta capturada en toda la extensión del GECP, sitúan a este recurso pesquero como el más productivo a nivel global (Figura 2) (FAO 2020¹, FAO 2020², PRODUCE 2020). Dada su relevancia ecológica y socio-económica, siempre existe un marcado interés por conocer la tendencia y situación actual del stock.

Un aspecto adicional que debe ser considerado cuando se describe a la anchNCP, es que este recurso y su pesquería se desarrollan en un ecosistema que es sumamente variable. Dada su ubicación (Océano Pacífico sudoriental, sección norte), el mar peruano está íntimamente ligado a la dinámica oceánico-atmosférica del Pacífico ecuatorial y está, por lo tanto, sujeto a fuertes fluctuaciones ambientales de diferente escala temporal (Chavez et al. 2008) (Figura 3). Estas fluctuaciones, que ocurren a escala estacional, interanual (e. g. El Niño y La Niña) y multi-decenal (e. g. regímenes tipo El Viejo y La Vieja), repercuten en la estructura y funcionamiento del ecosistema marino peruano y, como es de esperarse, en la dinámica poblacional de la anchNCP y en el desempeño de su pesquería (IMARPE 1972, Zuzunaga 1985, Laws 1997, Chavez et al. 2003, Alheit and Ñiquen 2004, Bouchon y Peña 2008).

Históricamente, la anchNCP ha sido evaluada por diferentes métodos y modelos (Figura 4). Debido a la alta variabilidad ambiental, los cruceros acústicos son utilizados para el análisis de la situación más reciente del stock y generación de recomendaciones de corto plazo. Los modelos de evaluación, por su parte, son utilizados para el análisis retrospectivo de la situación del stock y para la estimación de Puntos Biológicos de Referencia (PBR). En la actualidad, el proceso de evaluación de corto plazo de la anchNCP contempla: 1) la realización de dos cruceros acústicos al año durante el verano e invierno austral (uno antes de cada una de los dos temporadas de pesca que también se desarrollan en el año: otoño y primavera); 2) la realización de un crucero de

estimación de la biomasa desovante por el Método de Producción de Huevos, a razón de uno al año, durante el proceso reproductivo de invierno, que suele ser el más importante del año; 3) el análisis de toda la información pesquera y ecosistémica disponible; y 4) la proyección en el corto plazo de la situación del stock (aproximadamente seis meses hacia adelante) bajo diferentes escenarios ambientales y de explotación (IMARPE 2020). Sobre los modelos utilizados para evaluar el stock, cabe señalar que estos han evolucionado desde los que se basan en hipótesis sencillas y usan pocos datos hasta los que se basan en hipótesis complejas y usan una mayor cantidad de datos (Figura 4).

Los Modelos de Producción Excedente (MPE) son una de las herramientas de más simple formulación y de menor demanda de datos que se puede usar para evaluar un stock. Los MPE sintetizan la complejidad de un stock y de su dinámica al asumir que el cambio en el tiempo de la biomasa agregada es una función de la biomasa precedente, la producción excedente y la captura. Estos modelos también asumen que la producción excedente, definida como la cantidad de captura que puede ser tomada del stock mientras se mantiene la biomasa a un nivel constante, está relacionada a la biomasa, que esta relación tiene forma de domo, y que el stock puede ser sosteniblemente explotado al llevar a su biomasa al nivel que resulta en la máxima producción posible, cantidad conocida como Máximo Rendimiento Sostenible (MRS). En una versión sencilla, los MPE solo requieren series de tiempo de algún índice de biomasa y de las capturas para estimar sus parámetros y como resultado de este proceso se derivan PBR, asociados al MRS, que son usados en la formulación de recomendaciones de manejo (Schaefer 1954, Pella and Tomlinson 1969, Fox 1970, Hilborn and Walters 1992, Punt and Hilborn 1996).

Si bien los MPE han sido criticados, principalmente, por su enfoque simplificador; ya que ignoran elementos de la dinámica de un stock como su composición demográfica, la interacción con otras especies o la influencia de la variabilidad ambiental sobre la biomasa (Maunder 2003, Punt and Szuwalski 2012, Wang et al. 2014); también es cierto que durante los últimos años se ha invertido mucho esfuerzo en mejorar su desempeño. Así tenemos que los MPE: 1) redujeron la incertidumbre estructural (exclusión de los elementos de la dinámica de un stock arriba mencionados) y de los datos del modelo (índices de biomasa y capturas) al incorporar, respectivamente, la estimación de errores de proceso y de observación, ya sea de manera individual o conjunta (modelos estocásticos); 2) redujeron la incertidumbre asociada a la estimación de los parámetros del modelo al incorporar información previa sobre los mismos (priors), provenientes de meta-análisis o literatura publicada (modelos con enfoque bayesiano); y 3) por su simplicidad, son de fácil implementación (lo que permite la exploración de múltiples configuraciones con una inversión de tiempo reducida) y reproducibilidad (lo que alienta la transparencia) (Polacheck et al. 1993, Punt 2003, Prager 2004, Pedersen and Berg 2016, Winker et al. 2018). No obstante estas mejoras, también se advierte que si un MPE debe ser usado para evaluar un stock, esto debe hacerse con el objetivo de contrastar los resultados de modelos más complejos (Hoyle et al. 2020), siendo el estado del arte, los MPE estocásticos con enfoque bayesiano (Maunder 2003, Punt 2015).

Una de las herramientas más recientemente propuestas para implementar los MPE es el Stochastic surplus production model in continuous time (SPiCT por sus siglas en

inglés) (Pedersen and Berg 2016, Mildenerger et al. 2019). El SPiCT es una rutina, desarrollada en lenguaje de programación R (R Core Team, 2021), que permite implementar versiones estocásticas y con enfoque bayesiano del MPE generalizado de Pella-Tomlinson. El SPiCT, sin embargo, cuenta con una característica adicional, que es el uso de una versión re-parametrizada y diferencial del modelo de Pella-Tomlinson. Gracias a ello, el SPiCT evita la estimación conjunta de parámetros que están fuertemente correlacionados entre sí y permite obtener resultados a una escala intra-anual y en tiempo continuo.

Todas estas características, postulan al SPiCT como una interesante herramienta para tener obtener una visión complementaria (a los modelos estructurados) sobre la situación de la anchNCP. Así tenemos que la fuerte influencia que el ambiente ejerce sobre el recurso puede ser incorporada al modelo como parte del error de proceso, mientras que la información proveniente de las numerosas investigaciones realizadas sobre el stock puede ser incorporada al modelo a manera de priors. Además, dada la marcada estacionalidad en la biomasa observada por los cruceros acústicos y en las capturas, la anchNCP es un stock que debe ser evaluado a una escala intra-anual. Considerando todo lo expuesto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar la anchNCP usando la plataforma SPiCT. Se discuten los resultados con énfasis en el método y en la variabilidad de la biomasa a diferentes escalas de tiempo.

Materiales y métodos

Modelos de Producción Excedente (MPE)

Convencionalmente, los MPE asumen que la biomasa de un stock al inicio de un periodo de tiempo discreto $B_{t+\delta t}$ es el resultado del balance entre la biomasa observada en el periodo anterior B_t , la producción excedente $P(B_t)$ y la captura C_t (Ecuación 1), siendo el stock en estudio considerado como una unidad agregada de biomasa (no estructurada por tallas o edades) y la biomasa a la que se hace referencia, la biomasa desovante o explotable (si es que la talla de primera madurez coincide con la de primera captura) (Hilborn and Walters 1992, Punt and Hilborn 1996):

$$B_{t+\delta t} = B_t + P(B_t) - C_t \quad (1)$$

De acuerdo a Pella-Tomlinson (1969), $P(B_t)$, que es a su vez una función de B_t , puede ser parametrizada en términos de una capacidad de carga K (o máxima biomasa que puede alcanzar el stock en ausencia de explotación), una tasa intrínseca de crecimiento poblacional r (o velocidad a la que se alcanza K) y un parámetro adimensional n que establece la forma de la relación entre B_t y $P(B_t)$ (Ecuación 2, Figura 4). De esta manera los MPE adquieren la forma de la Ecuación 3.

$$P(B_t) = \frac{r}{n-1} B_t \left(1 - \left[\frac{B_t}{K} \right]^{n-1} \right) \quad (2)$$

$$B_{t+\delta t} = B_t + \frac{r}{n-1} B_t \left(1 - \left[\frac{B_t}{K} \right]^{n-1} \right) - C_t \quad (3)$$

Operativamente, los parámetros K , r y n pueden ser estimados al ajustar el modelo a observaciones de las capturas C_t y de algún índice de la biomasa I_t , asumiendo que I_t

(por ejemplo la CPUE o la biomasa acústica) está relacionada a la biomasa del stock B_t a través de un coeficiente de capturabilidad q y el parámetro β (Ecuación 4, en donde si $\beta=1$, la relación entre I_t y B_t es lineal):

$$I_t = qB_t^\beta \quad (4)$$

El ajuste de un MPE a las observaciones implica su transformación desde una versión determinística a una estocástica, característica que se logra al añadir términos de error, los mismos que tienen como función modelar la influencia de las forzantes no consideradas en el modelo y que como parte del proceso de estimación de parámetros debe ser minimizado (Punt and Hilborn 1996). En este sentido, el error puede ser añadido a los procesos (para modelar, por ejemplo, la influencia de la composición demográfica del stock o de la variabilidad ambiental sobre la biomasa: ρ_t en la Ecuación 5, donde $\rho_t \sim N(0; \sigma_\rho^2)$), a las observaciones (para modelar, por ejemplo, la influencia de los sesgos del muestreo o de una q variable sobre la relación entre el índice y la biomasa: ω_t en la Ecuación 6, donde $\omega_t \sim N(0; \sigma_\omega^2)$) (Polacheck et al. 1993, Punt and Hilborn 1996) o a ambos. Cuando los modelos incluyen errores de proceso y de observación a la vez se denominan modelos estado-espacio (de Valpine 2002, de Valpine and Hastings 2002):

$$B_{t+\delta t} = \left(B_t + \frac{r}{n-1} B_t \left(1 - \left[\frac{B_t}{K} \right]^{n-1} \right) - C_t \right) e^{\rho t} \quad (5)$$

$$I_t = qB_t e^{\omega t} \quad (6)$$

Estimados los parámetros del modelo, se puede derivar un conjunto de PBR, útiles para el manejo de las pesquerías, como son el Máximo Rendimiento Sostenible (MRS) y la biomasa y la tasa de mortalidad por pesca que conllevan al MRS (B_{MRS} y F_{MRS} , respectivamente) (Ecuación 7-9):

$$MRS = \frac{rk}{n^{n/n-1}} \quad (7)$$

$$B_{MRS} = n^{1/1-n} K \quad (8)$$

$$F_{MRS} = \frac{MRS}{B_{MRS}} \quad (9)$$

SPiCT

En términos generales, el SPiCT se caracteriza por permitir la implementación de versiones estocásticas y bayesianas del MPE generalizado de Pella-Tomlinson. El SPiCT cuenta con una característica adicional que es el uso de una versión re-parametrizada y diferencial de dicho modelo (Ecuación 10-16). Su versión en lenguaje de programación R (R Core Team, 2021) se encuentra libremente disponible en la siguiente dirección <https://github.com/mawp/spict/>

El uso de la versión re-parametrizada del modelo de Pella-Tomlinson (denominada re-parametrización de Fletcher) permite al SPiCT estimar el cambio en la biomasa δB_t como una función de MRS (denotado como m en la Ecuación 10), K y n , en lugar de hacerlo en función a r , K y n (Ecuación 5), evitando de esta manera la estimación conjunta de r y K , que por estar muy correlacionados, se sabe complican la estimación

general de parámetros. Además, bajo esta forma (Ecuación 10), la captura (C_t de la Ecuación 5) es reemplazada por el producto de la tasa instantánea de mortalidad por pesca F_t y la biomasa B_t , siendo F_t modelada como un proceso independiente, en función a un componente aleatorio G_t y uno estacional S_t (Ecuación 12-13).

Debido a su naturaleza estocástica, el SPiCT permite la incorporación de errores de proceso y de observación a la vez (i. e. adoptar la forma estado-espacio), con la particularidad de que los errores de proceso no solo pueden ser añadidos al modelo de los cambios en B_t (errores lognormales con media 0 y desviación estándar σ_B en la Ecuación 10), sino también al modelo de estimación de F_t (errores lognormales con media 0 y desviación estándar σ_F en la Ecuación 13) (δW_t de la Ecuación 10 y δV_t de la Ecuación 13 son movimientos Brownianos asociados a los procesos de estimación de B_t y F_t respectivamente). Del mismo modo, el SPiCT permite que los errores de observación no solo puedan ser añadidos al modelo de la relación entre I_t y B_t (v_t en la Ecuación 14, donde v_t son asumidos con distribución lognormal, media 0 y desviación estándar σ_I), sino también al modelo de la relación entre C_t y el producto de F_t por B_t (ϵ_t en la Ecuación 15, donde ϵ_t también son asumidos de tener distribución lognormal con media 0 y desviación estándar σ_C).

$$\delta B_t = \left(\gamma m \frac{B_t}{K} - \gamma m \left[\frac{B_t}{K} \right]^n - F_t B_t \right) \delta t + \sigma_B B_t \delta W_t \quad (10)$$

$$\gamma = n^{n/(n-1)} / (n-1) \quad (11)$$

$$F_t = S_t G_t \quad (12)$$

$$\delta \log G_t = \sigma_F \delta V_t \quad (13)$$

$$I_t = q_i B_t e^{v_t} \quad (14)$$

$$C_t = \int_t^{t+\delta t} F_S B_S \delta S e^{\epsilon_t} \quad (15)$$

Por otro lado, gracias al uso de ecuaciones diferenciales, el SPiCT estima el cambio en la biomasa en tiempo continuo δB_t , específicamente a intervalos de 1/16 de año. Esta característica del modelo permite: i) usar más de un valor del índice por año, que pueden haber sido recolectados a intervalos irregulares de tiempo, reseñándolos en el tiempo al momento exacto en que ocurrieron las observaciones; ii) utilizar los datos de captura a una escala intra-anual; y iii) obtener estimados de B_t o F_t también a una escala intra-anual.

Finalmente, el SPiCT está construido en un contexto Bayesiano, por lo que permite incorporar al modelo información conocida, a manera de priors, sobre los parámetros o los errores.

Implementado un modelo, el SPiCT facilita el análisis de la bondad de ajuste de dicho modelo a los datos observados mediante la notificación de su convergencia, la cuantificación de la función objetivo (de densidad posterior si se usan priors y de verosimilitud si no se usan), la revisión de sus residuos (específicamente al comprobar la desviación estadística de su media respecto al cero [prueba t], la presencia o no de auto-correlación temporal [prueba de Ljung & Box] y la normalidad de su distribución

[prueba de Shapiro & Wilk]), la cuantificación del nivel de correlación entre los parámetros estimados, la medición de la sensibilidad de los resultados a las sugerencias iniciales o priors, así como a la progresiva exclusión de los datos de los últimos años (análisis retrospectivo).

Datos y modelo de la anchoveta

En el presente trabajo se implementó un MPE para evaluar la anchNCP, desde octubre de 1953 a setiembre de 2021, utilizando la rutina SPiCT. Cabe precisar que el principal proceso de desove de la anchoveta ocurre generalmente durante los meses de agosto-setiembre (invierno austral) (Peña et al. 1989, Buitron y Perea 2000, Bouchon et al. 2010, Perea et al. 2011, Mori et al. 2013), por lo que el arreglo de datos desde octubre de un año a setiembre del año siguiente corresponde a lo que se conoce como año biológico.

La información utilizada para implementar el MPE de la anchoveta correspondió a la serie de biomasa desovante basada en la acústica, observada a razón de 0 a 5 veces al año y a intervalos irregulares de tiempo, desde enero de 1964 a abril de 2020 (cifras a ser usados como I_t en el modelo) (Tabla 1) y a la serie de desembarques observados, y agrupadas a una escala trimestral, desde octubre de 1953 a setiembre de 2020 (cifras a ser usados como C_t en el modelo) (Figura 5).

Los valores de biomasa desovante basada en la acústica fueron calculados a partir de la serie de biomasa total utilizada en Pauly and Palomares (1989) (datos previos a 1985 provenientes de modelos iniciales y prospecciones acústicas en las que se empleó embarcaciones comerciales) complementada con los datos de biomasa total observada por los diferentes cruceros acústicos realizados por IMARPE desde 1985 a 2020. Para el periodo más reciente (1985 a 2020), la biomasa desovante fue calculada al multiplicar la abundancia a la talla (observada por crucero $N_{l,Sy}$) por la ojiva de madurez sexual a la talla M_l (ojiva de tipo logística con parámetros $\varphi = 21.01$ y $\theta = 1.88$) (IMARPE 2020) y al convertir la abundancia desovante resultante $ND_{l,Sy}$ a biomasa desovante BD_{Sy} usando la relación talla-peso del stock (relación de tipo potencial con parámetros α y β específicos para cada crucero) (Ecuación 16-18) (Tabla 1). Para el periodo previo a 1985 (periodo para el que no se contó con estimados de abundancia a la talla), la BD_{Sy} fue calculada al multiplicar cada valor de biomasa total por el promedio de la razón biomasa desovante/biomasa total calculada para el periodo 1985-2020 (razón equivalente a 0.855).

$$ND_{l,Sy} = N_{l,Sy} M_l \quad (16)$$

$$M_l = \frac{1}{1 + e^{(\varphi - (\theta * l))}} \quad (17)$$

$$BD_{Sy} = \sum_{l,Sy} \alpha_{Sy} l^{\beta_{Sy}} ND_{l,Sy} \quad (18)$$

Debido a las diferentes fuentes a partir de las cuales provienen los datos y a la documentada diferencia en la capturabilidad de los estimados acústicos según las estaciones del año (Castillo et al., 2015; Castillo et al. 2018; Moron et al., 2019), se decidió disponer los datos de biomasa desovante en cuatro índices: $I_{1,t}$ (periodo 1964 a

1971, estimados provenientes de modelos iniciales), $I_{2,t}$ (periodo 1972 a 1982, estimados provenientes principalmente de prospecciones acústicas en las que se usó embarcaciones comerciales), $I_{3,t}$ (periodo 1985 a 2020, estimados provenientes de cruceros acústicos de verano) e $I_{4,t}$ (periodo 1985 a 2020, estimados provenientes de cruceros acústicos de otras estaciones) (Figura 5).

Definidos los datos a usar, el MPE fue configurado usando los siguientes asunciones y priors:

1) la biomasa al inicio de la evaluación (año 1953, cuando la pesquería aún era incipiente) se encontraba al nivel de la capacidad de carga. Por lo tanto, para la razón B_{ini}/K , se estableció un prior altamente informativo con distribución lognormal, media igual a 1 ($\mu_{B_{ini}/K} = 1$) y una desviación estándar muy pequeña ($\sigma_{B_{ini}/K} = 0.05$);

2) de acuerdo al modelo de evaluación implementado por Csirke et al. (1996), el valor de la capacidad de carga, estimada en términos de la biomasa adulta, es de 17.1 millones t. En consecuencia, para K , se estableció un prior con distribución lognormal, media alrededor de esta cifra ($\mu_K = 17.1$ millones t) y una desviación estándar igual a $\sigma_K = 0.15$;

3) al no contar con antecedentes sobre el valor del parámetro n para la anchNCP, se recurrió al meta-análisis de Thorson et al. (2012), que sugiere valores medios de priors de n , con sus respectivos niveles de desviación estándar, para diferentes familias de peces, entre ellas los clupeidos. En ese sentido, para n se estableció un prior con distribución lognormal, con media $\mu_n = 0.599$ y con desviación estándar $\sigma_n = 0.342$;

4) debido a la amplia experiencia que tiene IMARPE realizando cruceros acústicos y al hecho de que estos suelen cubrir toda el área de distribución del stock (Gutiérrez 2000, Simmonds et al. 2009), se asumió que los valores de biomasa desovante provenientes de la acústica no son muy diferentes a la biomasa desovante real. En ese sentido, para los coeficientes de capturabilidad de los cuatro índices se establecieron priors con distribución lognormal y media $\mu_{q_i} = 1$. Sin embargo, también se asumió que, debido a la evolución del método acústico y diferencias estacionales en la capturabilidad, cada índice presentó diferente nivel de exactitud, por lo que se establecieron diferentes niveles de desviación estándar para la q de cada una de las series: $\mu_{I_{1,t}} = 0.20$ (datos previos a 1972), $\mu_{I_{2,t}} = 0.15$ (datos observados entre 1972 y 1982), $\mu_{I_{3,t}} = 0.10$ (observaciones recientes de verano) y $\mu_{I_{4,t}} = 0.15$ (observaciones recientes de otras estaciones del año);

5) de acuerdo a Simmonds et al. (2009), la mediana de la dispersión estadística (en términos de coeficiente de variación CV), asociada a las observaciones de biomasa acústica de los años 2000 a 2006, está en el orden del 10% (o 0.10). De acuerdo a la Ecuación 19 (WCPFC 2014), este valor de CV es equivalente a un valor similar de desviación estándar, por lo que se establecieron priors con valores medios de $\mu_{\sigma_i} = 0.10$ para las desviaciones estándar de los cuatro índices; y

6) debido al estructurado sistema de recolección de datos con el que cuenta IMARPE, se asume que los desembarques son observados con bastante precisión, por lo que se fijó una desviación estándar de las mismas (σ_c) en solo 0.05.

$$CV = (e^{\sigma^2} - 1)^{\frac{1}{2}} \quad (19)$$

Como se desprende de la configuración del modelo, una de las principales asunciones usadas para evaluar la anchNCP es que los errores de observación son considerablemente menores que los errores de proceso.

La bondad de ajuste del modelo base fue comprobada a partir de la notificación de convergencia, del valor de la distribución posterior (ya que se usaron priors), el análisis de los residuales, el nivel de correlación entre los parámetros estimados (especialmente entre m (o MRS), K y n , que son los parámetros a partir de los cuales se reformula el modelo), al nivel de sensibilidad del proceso de estimación de parámetros a treinta combinaciones de priors aleatoriamente sugeridos (función check.ini del SPiCT), así como a un análisis retrospectivo en que se removieron las observaciones (índices y capturas) de los cinco últimos años.

Finalmente, se discute a partir de los resultados la variabilidad a diferentes escalas temporales en la biomasa desovante de la anchoveta. La posible existencia de regímenes en la productividad del stock (variabilidad de largo plazo) fue comprobada utilizando la prueba Bayesian Change Point (Erdman and Emerson, 2007) sobre la serie resultante de biomazas anuales. El procedimiento completo se realizó usando el entorno R (R Core Team, 2021).

Para fines comparativos, todo el procedimiento arriba descrito también fue replicado usando como índices la biomasa total y biomasa explotable, ambas basadas en la acústica. La biomasa explotable basada en la acústica fue calculada de la misma manera que la biomasa desovante pero usando, esta vez, una ojiva de selectividad a la talla (Ecuación 20), con parámetros $\varphi = 11.57$ y $\theta = 0.84$ (IMARPE 2020).

$$S_l = \frac{1}{1 + e^{-\ln(3) * (1 - \varphi / \theta)}} \quad (17)$$

Resultados

El modelo propuesto convergió con un valor de distribución posterior al óptimo igual a 609.73. El análisis de los residuales evidenció el incumplimiento de algunas asunciones del modelo, como contar con residuales con media igual a 0, sin auto-correlación espacial y con distribución normal (Tabla 2). A pesar de del incumplimiento de las asunciones reseñadas, el modelo reprodujo bastante bien los datos observados (Figura 6).

Los principales parámetros estimados por el modelo (B_{ini}/K , K , r , n , q y σ_1), incluyendo los PBR (B_{MRS} , F_{MRS} y MRS) y sus intervalos de confianza al 95%, se presentan la Tabla 3. De esto, es importante destacar que, tal como fue inicialmente configurado, la biomasa al inicio de la explotación tomó el valor de la capacidad de carga ($B_{ini}/K = 1$), la capacidad de carga K se estimó en 16.26 millones de toneladas, la tasa intrínseca de crecimiento poblacional r tomó el valor de 0.84 anual, el parámetro n que establece la forma de la relación entre la productividad y la biomasa del stock tomó el valor de 0.73, la capturabilidad q del índice acústico de verano I_3 es mayor que la de otras estaciones

I_4 y la dispersión estadística asociada a las observaciones de biomasa acústica contenidas en los cuatro índices está en el orden del 10%.

La correlación entre los parámetros del modelo que suelen tener problemas de alto nivel de correspondencia y que, por consiguiente, suelen complicar la estimación general de parámetros, fue baja. Así tenemos que la correlación entre $\log m$ y $\log K$ fue de -0.13, entre $\log m$ y $\log n$ de 0.49 y entre $\log K$ y $\log n$ de -0.35.

Sobre los PBR se destaca que la B_{MRS} fue estimada en 5.09 millones de toneladas [IC95% = 3.66-7.06 millones t], la F_{MRS} en 1.14 anual [IC95% = 0.79-1.65 anual], mientras que el MRS fue estimado en 5.82 millones de toneladas [IC95% = 4.39-7.72].

En la columna izquierda de la Figura 7 se presentan las series en tiempo continuo (1/16 de año) de la biomasa desovante y la tasa mortalidad por pesca estimadas por el MPE, así como las capturas a escala trimestral. En la columna derecha de dicha figura se presentan las series anuales (media anual calculada sobre los 16 datos de cada año biológico) de la biomasa desovante y mortalidad por pesca, además de los desembarques acumulados por año biológico. En estas últimas figuras también se incluyen, para fines comparativos, los PBR.

De acuerdo al modelo, el valor más alto de biomasa desovante se observó al inicio de la explotación (octubre de 1953 con 16.26 millones de toneladas), el valor más bajo en mayo de 1987 (con solo 389 mil toneladas), mientras que para el periodo más reciente (octubre 2020 a setiembre de 2021), la biomasa desovante de la anchoveta ha promediado 6.17 millones de toneladas (Figura 7a).

Como se observa en esta misma Figura 7a, la biomasa desovante de la anchoveta estimada por el modelo es altamente variable a escalas de tiempo intra-anual, inter-anual y decenal. Con relación a la variabilidad de corto y mediano plazo, se aprecia que la biomasa desovante puede decrecer o incrementarse, algunas órdenes de magnitud, en periodos cortos de tiempo. Con relación a la variabilidad de largo plazo (decenal), la prueba Bayesian Change Point, aplicada sobre la serie anual de biomasa desovante, identificó dos puntos de quiebre, el primero que correspondió al año 1970 y el segundo a 1992. En base a ello, se puede confirmar que desde el inicio de su explotación, el stock ha transitado por tres periodos de tiempo consecutivos, cada uno de ellos caracterizado por un nivel particular de biomasa. El primer periodo, que abarcó desde 1953 a 1970, registró un nivel promedio de biomasa desovante de 9.94 millones de toneladas (periodo de biomasa altas). El segundo, que abarcó desde 1970 a 1992, registró un nivel promedio de biomasa desovante de 3.88 millones de toneladas (periodo de biomasa bajas). El tercer periodo, que se inició en 1999 y se mantiene hasta la actualidad, registra un nivel promedio de biomasa desovante de 5.40 millones de toneladas (periodo de biomasa intermedias) (Figura 7b).

Coincidentemente con ello, también se aprecia que durante el primer periodo, la biomasa desovante se encontró siempre por encima de la B_{MRS} , durante el segundo periodo la biomasa desovante se encontró casi siempre por debajo del nivel de referencia, mientras que durante el periodo más reciente la biomasa desovante ha fluctuado alrededor del nivel de referencia. Para el año biológico más reciente (2020), la biomasa desovante media ha sido estimada en 6.04 millones de toneladas, cifra 21% superior a la B_{MRS} .

La historia de la explotación de la anchoveta, descrita a partir de la tasa de mortalidad por pesca y las capturas también es altamente variable a diferentes escalas de tiempo (Figura 7c a 7f). A una escala intra-anual, la mortalidad por pesca y las capturas han fluctuado desde 0 a algún valor positivo, esencialmente por la alternancia entre las vedas para la protección de los procesos reproductivos y las temporadas de pesca. A una escala inter-anual, se observa que entre los años biológicos 2003 a 2014, la mortalidad por pesca aplicada sobre el stock, así como las capturas decrecieron de manera casi lineal. Desde 2015 a la actualidad, la mortalidad por pesca y las capturas se han mantenido algo más estables y por debajo de sus niveles de referencia. A escala decenal, la explotación de la anchoveta se ha desarrollado a manera de dos grandes ciclos (1953-1975 y 1985-2020) separados por un periodo de bajas capturas (1976-1984).

Al relativizar la mortalidad por pesca y las capturas anuales, se observa que desde mediados de la década del 2000, la magnitud de explotación de la anchoveta ha estado por debajo de sus respectivos PBR. Para el año biológico más reciente (2020), la tasa de mortalidad por pesca fue estimada en 0.78 anual, cifra 32% inferior a la F_{MRS} .

Con relación a los análisis de sensibilidad del modelo, se destaca que el nivel de convergencia del modelo a treinta combinaciones de priors aleatoriamente sugeridos (función check.ini del SPiCT) fue exitoso en el 80% de los casos y que los estimados de biomasa desovante no presentaron discrepancias ante la remoción paulatina de la información de los últimos cinco años (Figura 8a). Del mismo modo, se observa que la biomasa explotable y biomasa total del stock, estimados por sus respectivos modelos, presentan el mismo comportamiento que la biomasa desovante (Figura 8b).

Discusión

En este trabajo se presentan los resultados de una evaluación alternativa del stock norte-centro de la anchoveta peruana usando un modelo estocástico de producción excedente en tiempo continuo y con enfoque bayesiano.

Los resultados del MPE implementado en el presente trabajo ratifican los hallazgos de trabajos anteriores sobre la alta variabilidad de la biomasa de la anchoveta a diferentes escalas de tiempo. A la escala temporal de corto plazo (intra-anual), el modelo evidenció que para el periodo más reciente (1985 a la actualidad) la capturabilidad del índice de biomasa desovante acústica de la estación de verano es mayor que la del resto de estaciones. Este hecho que se traduce en que durante el verano existe una mayor biomasa disponible u observable en comparación al resto de estaciones. Sobre esto, varios trabajos previos han reportado la ocurrencia de fuertes contrastes en la biomasa, desde una estación del año a la siguiente o subsiguiente. Así tenemos que los trabajos realizados en base a los cruceros acústicos evidencian que la biomasa de la anchoveta suele ser más alta durante la estación de verano, hecho que lo atribuyen al marcado contraste en la configuración espacial del recurso durante esta estación del año (más costero, denso y homogéneamente repartido en el espacio) en relación a las otras (Castillo et al., 2015; Castillo et al., 2018; Moron et al., 2019). Por otro lado, los modelos de evaluación trabajados a escala mensual, atribuyen la variabilidad de corto plazo de la biomasa a la estacionalidad del reclutamiento (cuya máxima intensidad se registra

durante la primavera) (Olivero-Ramos et al., 2010; Oliveros-Ramos y Peña, 2011) y la explotación (Pauly et al., 1987).

A la escala de mediano plazo, las manifestaciones extremas del ciclo ENOS (El Niño Oscilación del Sur), como son los eventos La Niña y El Niño, han sido reseñadas como los principales forzantes de los cambios, entre años, en la biomasa de la anchoveta, siendo los eventos La Niña episodios favorables para el recurso (Bouchon y Peña, 2008) y los eventos El Niño episodios desfavorables (IMARPE, 1972; Laws, 1997; Ñiquen et al. 1999; Bertrand et al., 2004; Ñiquen and Bouchon, 2004).

A nivel oceanográfico, el mecanismo de favorecimiento o afectación que estos eventos tienen sobre la anchoveta está asociado a la dinámica de las masas de agua en el espacio generalmente ocupado por el recurso. Durante los eventos La Niña, la masa de agua predominante en el mar peruano son las Aguas Costeras Frías, típicamente ricas en nutrientes y con una alta productividad biológica, mientras que durante los eventos El Niño, las masas de agua predominantes en el mar peruano son las Aguas Subtropicales Superficiales, las Aguas Ecuatoriales Superficiales o las aguas de mezcla, típicamente cálidas, pobres en nutrientes y en productividad biológica (Zuta y Guillén, 1970; Moron, 2000).

Por citar algunos ejemplos de la asociación ENOS-anchoveta, tenemos que uno de los años con el valor de biomasa más alto observado durante el periodo de tiempo más reciente (año biológico 2012, que en realidad abarca el periodo octubre 2012-setiembre 2013), coincide con la ocurrencia del evento La Niña 2013, mientras que uno de los años con el valor de biomasa más bajo observado durante el periodo de tiempo más reciente (2014, que en realidad abarca el periodo octubre 2014-setiembre 2015), coincide con la ocurrencia del evento El Niño 2015-2016. Además, la ocurrencia de varios eventos El Niño durante la década del 2010, parece ser la causa de que la biomasa de la anchoveta no se haya incrementado de manera importante a pesar de la claramente menor mortalidad por pesca aplicada sobre el stock durante este periodo de tiempo (Figura 7).

La existencia de regímenes (escala decenal) en la biomasa del stock norte-centro de la anchoveta fue inicialmente reportado por Csirke et al. (1996), mientras que trabajos posteriores como Olivero-Ramos et al. (2010), Oliveros-Ramos y Peña (2011), así como el presente, lo ratifican. La existencia de periodos con distinto niveles de biomasa parece ser explicada por cambios a nivel ecosistémico. Estudios realizados sobre variables independientes como la zona mínima de oxígeno (Bertrand et al. 2011), el zooplancton (Ayón et al., 2004; Ayón et al., 2008) o la distribución espacial de los principales recursos pelágicos (Gutiérrez et al., 2007), así como estudios integrales hechos sobre componentes atmosféricos, físicos y biológicos del ecosistema marino peruano (Chavez et al., 2003; Alheit and Niquen, 2004), evidencian la existencia de regímenes a nivel ecosistémico, con puntos de quiebre que coinciden en mayor o menor medida con los identificados para la biomasa de la anchoveta.

Desde el punto de vista biológico, la capacidad de la anchoveta de transitar entre estados bastante contrastantes de biomasa, a diferentes escalas de tiempo (alta resiliencia), no sería más que la adaptación del recurso a un ecosistema y explotación que también son altamente variables, mientras que la capacidad de recuperar rápidamente los niveles de biomasa desde una situación precaria, corresponde a la naturaleza altamente productiva de la especie (Mathisen, 1989; Freon et al., 2005).

La naturaleza altamente productiva de un recurso como la anchoveta tiene implicancias tanto para el proceso de implementación del modelo como para las recomendaciones de manejo que de este se desprendan. Para implementar el MPE de la anchoveta se usó como prior del parámetro n el valor de 0.599 (parámetro adimensional que determina la forma de la relación entre la producción excedente P del stock y su biomasa B), que de acuerdo al meta-análisis de Thorson et al. (2012), es recomendable para especies de tamaño pequeño y altamente productivas como la anchoveta, mientras que el valor estimado por el modelo fue de 0.73.

Un valor de n menor a 2 significa que la producción excedente de un stock se maximizará cuando la biomasa se encuentre a un nivel inferior a la mitad de la capacidad de carga. De acuerdo a la Ecuación 9 del mismo trabajo de Thorson, un valor de n igual a 0.73, se traduce específicamente en que la producción excedente del stock norte-centro de la anchoveta se maximizará cuando la biomasa se encuentre al 31.2% de su capacidad de carga (16.26 millones de toneladas), esto es \sim 5.07 millones de toneladas (B_{MRS}). Visto desde la perspectiva del manejo pesquero, esto significa que mantener a la biomasa desovante alrededor de 5 millones de toneladas maximizará, según el modelo, la producción pesquera del stock.

Otro aspecto a destacar es que la B_{MRS} de 5.09 [IC95% = 3.66-7.06] millones de toneladas estimada por el modelo es altamente coincidente con el nivel de referencia actualmente en uso, incluyendo los valores límite y objetivo (IMARPE 2020).

Como corolario sobre el tema la biomasa de la anchoveta, es importante destacar que durante los últimos años, salvo contadas excepciones, y a pesar de la fuerte influencia de las forzantes ambientales, la biomasa desovante de la anchoveta se encuentra alrededor o por encima del nivel de referencia. Esto significa que se estaría cumpliendo con el objetivo biológico de la conservación del stock.

Sobre la historia y situación actual de la explotación de la anchoveta (medida a partir de la tasa de mortalidad por pesca y capturas), se puede señalar que, de acuerdo a los resultados del modelo, esta también es altamente variable a diferentes escalas de tiempo. Como se mencionó previamente, la variabilidad de corto plazo en la explotación responde básicamente a la alternancia entre las vedas reproductivas y las temporadas de pesca.

En la escala del mediano plazo (inter-anual), la baja o nula estabilidad que muestra la mortalidad por pesca, así como la disminución casi lineal de sus valores desde 2003 a 2014, ha respondido parcialmente a los efectos que los factores ambientales han ejercido sobre el recurso (explicados en la sección anterior), pero también a factores socio-económicos. Durante los últimos años, factores como la transición desde un sistema de libre acceso a las cuotas de captura a un sistema de cuotas individuales por armador, así como el precio internacional de la harina de pescado, parecen haber moderado la demanda (por parte de los usuarios) y el establecimiento (por parte de los administradores) de cuotas altas.

El hecho de que la magnitud de explotación ejercida sobre la anchoveta no muestre estabilidad resulta llamativo, toda vez que la estabilidad y consecuente predictibilidad de la actividad pesquera suele ser, en varias pesquerías alrededor del mundo, un objetivo de manejo. Dado que la pesquería de la anchoveta actúa sobre un recurso

altamente variable, influenciado por un ecosistema altamente variable, parece poco probable que se pueda alcanzar una explotación estable. Sin embargo, a nivel global, también existen ejemplos de metodologías (como la Evaluación de Estrategias de Manejo) con las que se puede diseñar Reglas de Control de Capturas orientadas a lograr, entre otros objetivos, la estabilidad y predictibilidad de una actividad pesquera (Cochrane et al., 1998; Butterworth and Punt, 1999).

En el largo plazo (decenal), se puede afirmar que desde 1985, la pesquería del stock norte-centro de la anchoveta se encuentra en un segundo ciclo casi ininterrumpido de actividad.

Sobre el nivel de referencia de la explotación, vale precisar que la F_{MRS} es un PBR muchas veces considerado como límite, por lo que diversos autores sugieren el uso de $2/3 F_{MRS}$ (Doubleday 1976) o $0.8F_{MRS}$ (Hilborn 2010) como PBR objetivo. Ambos sostiene que niveles de referencia menores a F_{MRS} permiten cumplir con múltiples objetivos de manejo, incluyendo la conservación de los stocks. Para el caso de la anchoveta, $2/3 F_{MRS}$ o $0.8F_{MRS}$ significan valores de $F_{MRS} = 0.76$ y $F_{MRS} = 0.91$ anual respectivamente. Según la ecuación 24 del protocolo para la elaboración de las tablas de decisión del IMARPE (IMARPE 2020) y asumiendo una mortalidad natural $M = 1$ anual, estos niveles de referencia se traducen en valores de tasa de explotación equivalentes a $E = 0.36$ y $E = 0.41$ anual respectivamente. Al igual que lo observado con la B_{MRS} , los niveles de referencia asociados al F_{MRS} estimados por el presente modelo son altamente coincidentes con los niveles de referencia actualmente en uso (IMARPE 2020).

Desde el punto de vista metodológico, si bien los MPE simplifican la dinámica poblacional de un stock, la versión generalizada, re-parametrizada, estocástica y diferencial implementada en el presente trabajo (a través del SPiCT), permitió: 1) el uso de información recolectada más de una vez al año (capturas y biomasa acústicas); 2) la estimación de la biomasa y mortalidad por pesca a una escala intra-anual; 3) la actualización y confirmación de los PBR para el manejo de la pesquería; y 4) la determinación del estado actual del stock y magnitud de su explotación. Además, la simplicidad y consecuente versatilidad del modelo lo proponen como una herramienta interesante para extender el trabajo hacia la estimación de Reglas de Control de Captura, a través de, por ejemplo, una Evaluación de Estrategias de Manejo. Sin embargo, las bondades del presente modelo no quitan que sus resultados deban ser contrastados con los generados por modelos de mayor complejidad.

Del mismo modo, si bien las asunciones usadas en el modelo provienen de bibliografía especializada o del conocimiento que se tiene sobre el stock y su pesquería (Csrke et al., 1996; Simmonds et al., 2009; Thorson et al., 2012), también es cierto que se precisa realizar análisis de sensibilidad adicionales, no solo a la influencia de las asunciones iniciales (incluyendo la distribución de los priors), sino también al uso de otras escalas de agregación de la información (semestral o anual).

De manera particular, el uso de un prior informativo para la capturabilidad q de los índices acústicos igual a 1 es relevante, toda vez que las recomendaciones de manejo sobre las cuotas de captura, elevadas por IMARPE a PRODUCE, se basan esencialmente en la información de las biomasa acústicas observadas por los cruceros realizados justo antes de cada temporada. Pero además, usar un prior informativo para

q igual a 1 en el modelo implica que los PBR resultantes están estrechamente asociados a la biomasa acústica reportada por los cruceros. Sin embargo, como fue demostrado en el presente trabajo, la existencia de regímenes en la biomasa de la anchoveta fuerza la necesidad de implementar modelos que contemplen estos cambios y capaces de estimar PBR para cada uno de los regímenes identificados. En ese sentido, el trabajo de Mildenerger et al. (2019) (MPE multi-regimen) es una referencia a considerar.

Finalmente, si bien el modelo reprodujo bastante bien los datos observados, es necesario lograr que se cumplan todos los supuestos sobre los residuales de los modelos (media igual a cero, ausencia de auto-correlación temporal y distribución normal). Sin embargo, de acuerdo a Mildenerger et al. (2021), ligeras trasgresiones a estas asunciones, como es el caso del presente ejercicio, no necesariamente invalidan los resultados del modelo. Pedersen and Berg (2016) y Mildenerger et al. (2019), sugieren que el cumplimiento de todos los supuestos sobre los residuales puede lograrse al considerar, explícitamente en el modelo, la variabilidad estacional y decenal de la producción excedente del stock.

En conclusión, en el presente trabajo se estimaron series de tiempo de la biomasa desovante (basada en la acústica) del stock y de la magnitud de explotación desde octubre de 1953 a setiembre de 2020, se actualizaron y ratificaron los PBR para el manejo de la pesquería, se ratificó la variabilidad a múltiples escalas en la biomasa del stock y se determinó que en la actualidad, la biomasa del stock se encuentra por encima del nivel de referencia y que la mortalidad por pesca aplicada sobre el stock es menor a su nivel de referencia (no sobreexplotado, sin sobreexplotación).

En perspectiva se tienen planeado agregar al modelo análisis de sensibilidad a las principales asunciones y al uso de otras escalas de agregación, implementar la versión multi-regimen del modelo, explorar la incorporación de información ambiental como forzante de la dinámica poblacional del stock y extender el uso del modelo a la estimación de Reglas de Control de Capturas a través de la Evaluación de Estrategias de Manejo.

Referencias bibliográficas

Alamo, A. (1989). Stomach contents of anchoveta (*Engraulis ringens*), 1974-1982, p. 105-108. In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (eds.). The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conference Proceedings 18, 438p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Alegre A., P. Espinoza & M. Espino. 2013. Ecología trófica del jurel *Trachurus murphyi* en el Perú entre 1977-2011. En: Csirke J., R. Guevara-Carrasco & M. Espino (Eds.). Ecología, pesquería y conservación del jurel (*Trachurus murphyi*) en el Perú. Rev. peru. biol. número especial 20(1): 075 – 082.

Alheit, J. and Niquen, M. (2004) Regime shifts in the Humboldt Current Ecosystem. Progress in Oceanography, 60: 201-222.

Arias-Sreiber M. (2000). Los lobos marinos y su relación con la abundancia de la anchoveta peruana durante 1979-2000. Bol. Inst. Mar Perú, 19(1-2): 133-138.

Ayón, P., Purca, S. and Guevara-Carrasco, R. (2004). Zooplankton volume trends off Peru between 1964 and 2001. ICES Journal of Marine Science, 61: 478-484.

- Ayón, P., Swartzman, G., Bertrand, A., Gutiérrez, M. and Bertrand, S. (2008). Zooplankton and forage fish species off Peru: Large-scale bottom-up forcing and local-scale depletion. *Progress in Oceanography*, 79: 208–214.
- Bertrand, A., Segura, M., Gutiérrez, M. y Vásquez, L. (2004). From small-scale habitat loopholes to decadal cycles: a habitat-based hypothesis explaining fluctuation in pelagic fish populations off Peru. *Fish and Fisheries*, 5: 296–316.
- Bertrand, A., Guevara-Carrasco, R., Soler, P. Csirke, J. and Chavez, F. (2008). The Northern Humboldt Current System: Ocean Dynamics, Ecosystem Processes, and Fisheries. *Progress in Oceanography*, 79(1-2): 95–412.
- Bertrand, A., Chaigneau, A., Peraltilla, S., Ledesma, J., Graco, M., Monetti, F. and Chavez, F. (2011). Oxygen: A Fundamental Property Regulating Pelagic Ecosystem Structure in the Coastal Southeastern Tropical Pacific. *PLoS ONE* 6(12): e29558. doi:10.1371/journal.pone.0029558
- Boerema, L., Saetersdal, G., Tsukayama, I., Valdivia, J. and Alegre, B. (1967). Informe sobre los efectos de la pesca en el recurso peruano de anchoveta. *Bol. Inst. Mar Perú*, 1(4): 189-264.
- Bouchon M y Peña C. 2008. Impactos de los eventos La Niña en la pesquería peruana. *Inf. Inst. Mar Perú*. 35 (3): 193 - 198.
- Bouchon, M., Ayón, P., Mori, J., Peña, C., Espinoza, P., Hutchings, L., Buitrón, B., Perea, A., Goicochea, C. y Messie, M. (2010). Biología de la anchoveta peruana (*Engraulis ringens* Jenyns). *Bol Inst Mar Perú* 25(1-2): 23-30.
- Buitrón, B. y Perea, A. (2000). Aspectos reproductivos de la anchoveta peruana durante el periodo 1992-2000. *Bol. Inst. Mar Perú*, 19(1-2): 45-53.
- Burd, A. and Valdivia, J. (1972). The use of virtual population analysis on the Peruvian anchoveta data. Documento de trabajo, Instituto del Mar del Perú.
- Butterworth, D. S., and Punt, A. E. 1999. Experiences in the evaluation and implementation of management procedures. – *ICES Journal of Marine Science*, 56: 985-998.
- Castillo, R., Madureira, L., Marangoni, J., Gerlotto, F., Guevara-Carrasco R. (2015). Variability in distribution and aggregation behavior of the Peruvian anchovy (*Engraulis ringens*) analyzed using a fifteen year long series of acoustic surveys (2000-2014). *IEEE/OES Acoustics in Underwater Geosciences Symposium. CPRM, Urca, Rio de Janeiro, Brazil | July 29 - 31, 2015. Conference paper*, 9p.
- Castillo, R., Dalla, L., García, W., Madureira, L., Gutierrez, M., Vásquez, L., Koppelman, R. (2018). Anchovy distribution off Peru in relation to abiotic parameters: A 32-year time series from 1985 to 2017. *Fisheries Oceanography* (2018), 00: 1–13.
- Clark, W. (1976). The lessons of the Peruvian anchoveta fishery. *CalCOFI Rep.*, 19: 57-63.
- Cochrane, K., Butterworth, D., De Oliveira, J. and Roel, B. (1998). Management procedures in a fishery based on highly variable stocks and with conflicting objectives: experiences in the South African pelagic fishery. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 8: 177-214.
- Csirke, J. (1976). El reclutamiento en la anchoveta peruana y su dependencia de la población adulta en los años 1961-1976. *Bol. Inst. Mar Perú*, 4(1): 1-30.
- Csirke J. y Gumy A. (1996). Análisis bioeconómico de la pesquería pelágica peruana dedicada a la producción de harina y aceite de pescado. *Bol. Inst. Mar Perú*, 15(2): 25-68.
- Csirke, J., Guevara-Carrasco, R., Cárdenas, G., Ñiquen, M. y Chipollini, A. (1996). Situación de los recursos anchoveta (*Engraulis ringens*) y sardina (*Sardinops sagax*) a principios de 1994 y

- perspectivas para la pesca en el Perú, con particular referencia a las regiones norte y centro de la costa peruana. *Bol. Inst. Mar Perú*, 15(1): 1-23.
- Cubillos, L., Serra, R. y Fréon, P. (2007). Synchronous pattern of fluctuation in three anchovy fisheries in the Humboldt Current System. *Aquatic Living Resources*, 20: 69–75.
- Chavez, F., Ryan, J., Lluch-Cota, S. and Ñiquen, M. (2003). From anchovies to sardines and back: multidecadal change in the Pacific Ocean. *Science*, 299: 217-221.
- Chavez, F., Bertrand, A., Guevara-Carrasco, R., Soler, P. and Csirke, J. (2008). The northern Humboldt Current System: Brief history, present status and a view towards the future. *Progress in Oceanography*, 79: 95–105.
- Christensen, V. and Pauly, D. (1992). ECOPATH II – A software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling*, 61:169-185.
- de Valpine, P. (2002). Review of methods for fitting time-series models with process and observation error and likelihood calculations for nonlinear, non-gaussian state-space models. *Bulletin of Marine Science*, 70(2): 455–471.
- de Valpine, P. and Hastings, A. (2002). Fitting population models incorporating process noise and observation error. *Ecological Monographs*, 72(1): 57–76.
- Díaz, E., García, C., Espinoza, D., Guevara-Carrasco, R., Csirke, J., Ñiquen, M., Vargas, N. y Argüelles, J. (2010). Evaluación del stock norte – centro de la anchoveta peruana (*Engraulis ringens* Jenyns) por un modelo estadístico estructurado por edades. *Bol Inst Mar Perú Vol XXV*, (1-2): 57-62.
- Doubledat, W. (1976). Environmental fluctuations and fisheries management. *International Commission for the Northwest Atlantic Fisheries, Sel. Pap. 1: 141-15p.*
- Doucet, W. y Einarsson, H. (1967). A brief description of Peruvian fisheries. *CalCOFI Rep.*, 11: 82-87.
- Erdman, Ch. and Emerson, J. (2007). bcp: An R Package for Performing a Bayesian Analysis of Change Point Problems. *Journal of Statistical Software*, 23(3): 1-13.
- Espinoza, P. and Bertrand, A. (2008). Revisiting Peruvian anchovy (*Engraulis ringens*) trophodynamics provides a new vision of the Humboldt Current system. *Progress in Oceanography*, 79: 215–227.
- Espinoza, P. and Bertrand, A. (2014). Ontogenetic and spatiotemporal variability in anchoveta *Engraulis ringens* diet off Peru. *Journal of Fish Biology*, 84: 422–435.
- FAO (2020¹). FishStatJ - Programa informático para series cronológicas de estadísticas de pesca y acuicultura. Version 4.01.2 – June 2021. Roma.
- FAO (2020²). The State of World Fisheries and Aquaculture 2020. Sustainability in action. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca9229en>
- Fréon, P., Cury, P., Shannon, L. and Roy, C. (2005). Sustainable exploitation of small pelagic fish stocks challenged by environmental and ecosystem changes: A review. *Bulletin of Marine Science*, 76(2): 385–462.
- Fox, W. (1970). An exponential surplus-yield model for optimizing exploited fish populations. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 99(1): 80-88.
- Gulland, J. (1968). Informe sobre la dinámica de la población de anchoveta peruana. *Bol. Inst. Mar Perú*, 1(6): 305-346.

- Gutiérrez, M., Ñiquen, M., Peraltilla, S. y Herrera, N. (2000). Las Operaciones EUREKA: una aproximación a la abundancia de la anchoveta en el periodo 1966-1982. *Bol. Inst. Mar Perú*, 19(1-2): 83-102.
- Gutiérrez, M., Swartzman, G., Bertrand, A. and Bertrand, S. (2007). Anchovy (*Engraulis ringens*) and sardine (*Sardinops sagax*) spatial dynamics and aggregation patterns in the Humboldt Current ecosystem, Peru, from 1983–2003. *Fisheries Oceanography*, 16(2): 155–168.
- Hilborn, R. (2020). Pretty Good Yield and exploited fishes. *Marine Policy*, 34: 193–196.
- Hilborn, R. and Walters, C. (1992). *Quantitative fisheries stock assessment and management*. Chapman and Hall, New York. 542p.
- Hoyle, S., Maunder, M. and A'mar, Z. (2020). Frameworks for the next generation of general stock assessment models: 2019 CAPAM workshop report. *New Zealand Fisheries Assessment Report 2020/39*. 84p.
- IMARPE (1972). La anchoveta en relación con el Fenómeno de El Niño 1972. Serie de informes especiales N° IM-104, 21p.
- IMARPE (1974). Informe de la cuarta sesión del panel de la evaluación del stock de anchoveta peruana. *Bol. Inst. Mar Perú*, 2(10): 605-719.
- IMARPE (2000). Trabajos expuestos en el Taller Internacional sobre la anchoveta peruana (TIAP). 9-12 Mayo 2020. IMARPE. *Bol. Inst. Mar Perú*, 19(1-2).
- IMARPE (2010). V Panel internacional de expertos en evaluación de la anchoveta peruana *Engraulis ringens*. Hacia un enfoque ecosistémico en la pesquería de la anchoveta peruana. Callao 10-14 de agosto 2009. *Bol. Inst. Mar Perú*, 25(1-2).
- IMARPE (2020). Protocolo Elaboración de la Tabla de Decisión para la determinación del Límite Máximo Total Permisible por temporada de pesca en la pesquería del stock Norte-Centro de la anchoveta peruana. IMP-DGIRP/AFDPERP, Edición: 05, Revisión 00 Fecha: septiembre 2020 40p.
- Jahncke, J. and Goya, E. (1998). Las dietas del guanay y del piquero peruano como indicadores de la abundancia y distribución de anchoveta. *Boletín Instituto del Mar del Perú* 17: 15–33.
- Jarre, A., Muck, P. and Pauly, D. (1991). Two approaches for modelling fish stock interactions in the Peruvian upwelling ecosystem. *ICES Mar. Sci. Symp.* 193:178-184.
- Jordán, R. y Chirinos de Vildoso, A. (1965). La Anchoveta (*Engraulis ringens* J.). Conocimiento actual sobre su biología, ecología y pesquería. *Inf. Inst. Mar Perú*, 6, 52p.
- Laws, E. (1997). *El Nino and the Peruvian Anchovy Fishery*. Global Change Instruction Program. University Science Books, California, USA, 58p.
- Mathisen, O. (1989). Adaptation of the anchoveta (*Engraulis ringens*) to the Peruvian upwelling system, p. 220-234. In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (eds.). *The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions*. ICLARM Conference Proceedings 18,438 p. IMARPE, GTZ and ICLARM.
- Maunder, M (2003). Is it time to discard the Schaefer model from the stock assessment scientist's toolbox? *Fish. Res.* 61: 145–149.
- Mildenberger, T., Berg, C., Pedersen, M., Kokkalis, A. and Nielsen, R. (2019). Time-variant productivity in biomass dynamic models on seasonal and long-term scales. *ICES Journal of Marine Science*, doi:10.1093/icesjms/fsz154.

- Mildenberger, T., Kokkalis, A., and Berg, C. (2021). Guidelines for the stochastic production model in continuous time (SPiCT). 5p. <https://github.com/mawp/spict/>
- Mori, J., Buitrón, B., Perea, A., Peña, C. and Espinoza, C. (2013). Interannual variability of the reproductive strategy of the Peruvian anchovy off northern-central Peru. *Ciencias Marinas*, 37(4B): 513–525.
- Morón, O. (2000). Características del ambiente marino frente a la costa peruana. *Bol. Inst. Mar Perú*, 19(1-2): 179-204.
- Moron, G., Galloso, P., Gutierrez, D., Torrejon-Magallanes, J. (2019). Temporal changes in mesoscale aggregations and spatial distribution scenarios of the Peruvian anchovy (*Engraulis ringens*). *Deep-Sea Research, Part II* 159: 75–83.
- Muck, P. and Fuentes, H. (1987). Sea lion and fur seal predation on the Peruvian anchoveta, 1953 to 1982, p. 234-247. In D. Pauly and I. Tsukayama (eds.) *The Peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem: three decades of change*. ICLARM Studies and Reviews 15: 351 p. IMARPE, GTZ & ICLARM.
- Muck, P and Pauly, D. (1987). Monthly anchoveta consumption of guanobirds, 1953 to 1982, p. 219-233. In D. Pauly & I. Tsukayama (eds.). *The Peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem: three decades of change*. ICLARM Studies and Reviews 15: 351 p. IMARPE, GTZ & ICLARM.
- Muck, P. and Sanchez, G. (1987). The importance of mackerel and horse mackerel predation for the Peruvian anchoveta stock (a population and feeding model), p. 276-293. In D. Pauly & I. Tsukayama (eds.). *The Peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem: three decades of change*. ICLARM Studies and Reviews 15: 351 p. IMARPE, GTZ & ICLARM
- Muck, P. (1989). Anchoveta consumption of Peruvian hake: a distribution and feeding model, p. 306-320. In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (Eds.). *The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions*. ICLARM Conference Proceedings 18,438 p. IMARPE, GTZ and ICLARM.
- Ñiquen, M., Bouchon, M., Cahuin, S. y Valdez, D. (1999). Efectos del Fenómeno "El Niño 1997-98" sobre los principales recursos pelágicos en la costa peruana. J. Tarazana y E. Castillo (Eds.). *Rev. Peru. Biol. Vol. Extraordinario*: 85-96.
- Ñiquen, M., Espino, M. and Bouchon, M. (2000). Análisis de la población de anchoveta peruana durante el periodo 1961-1999. *Bol. Inst. Mar Perú*, 19(1-2): 103-107.
- Ñiquen, M., Bouchon, M., Cahuín, S. y Díaz, E. (2000). Pesquería de anchoveta en el mar peruano 1950-1999. *Bol. Inst. Mar Perú*, 19(1-2): 117-123.
- Ñiquen M., Bouchon M. (2004). Impact of El Niño events on pelagic fisheries in Peruvian waters. *Deep-Sea Research II* 51 (2004) 563–574.
- Oliveros-Ramos, R. (2014). End to end modelling for an ecosystem approach to fisheries in the Northern Humboldt Current Ecosystem. Tesis para obtener el grado de Doctor en la Universidad de Montpellier 2, 128p.
- Oliveros-Ramos, R., Guevara-Carrasco, R., Simmonds, J., Csirke, J., Gerlotto, F., Castillo, R. y Tam, J. (2010). Modelo de evaluación integrada del stock norte-centro de la anchoveta peruana *Engraulis ringens* Jenyns. *Bol Inst Mar Perú Vol XXV*, (1-2): 49-56.
- Oliveros-Ramos, R. y Peña, C. (2011). Modelado y análisis del reclutamiento de la anchoveta peruana (*Engraulis ringens*) entre 1961 y 2009. *Ciencias Marinas* (2011), 37(4B): 659–674.

Pauly, D. and I. Tsukayama (eds.). (1987). The Peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem: three decades of change. ICLARM studies and reviews 15, 351p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Pauly, D., A. Ch. De Vildoso, J. Mejía, M. Samamé, & M.L. Palomares. (1987). Population dynamics and estimated anchoveta consumption of bonito (*Sarda chiliensis*) off Peru, 1953 to 1982, p.248-267. In D. Pauly & I. Tsukayama (eds.). The Peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem: three decades of change. ICLARM Studies and Reviews 15: 351 p. IMARPE, GTZ & ICLARM.

Pauly, D., Palomares, M. and Gayanilo, F. (1987). VPA estimates of the monthly population length composition, recruitment, mortality, biomass and related statistics of Peruvian anchoveta, 1953 to 1981, p. 142-166. In D. Pauly and I. Tsukayama (eds.). The Peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem: three decades of change. ICLARM studies and reviews 15, 351p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (eds.). (1989). The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conference Proceedings 18, 438p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Pauly, D., Jarre, A., Luna, S., Sambilay, V., Rojas de Mendiola, B. and Álamo, V. (1989). On the quantity and types of food ingested by Peruvian anchoveta, 1953-1982, p. 109-124. In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (eds.). The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conference Proceedings 18, 438p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Pauly, D. and Palomares, M. (1989). New estimates of monthly biomass, recruitment and related statistics of anchoveta (*Engraulis ringens*) off Peru (4-14°S), 1953-198, p. 189-206. In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (eds.). The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conference Proceedings 18, 438p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Pedersen, M. and Berg, C. (2016). A stochastic surplus production model in continuous time. *Fish and Fisheries*, 18(2):226–243.

Pella, J. and Tomlinson, P. (1969). A generalized stock production model. *Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Bull.* 13(3): 421–458.

Peña, N., Mendo, J. and Pellón, J. (1989). Sexual maturity of Peruvian anchoveta (*Engraulis ringens*), 1961-1987, p134-142. In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (eds.). The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conference Proceedings 18, 438p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Perea, A., Peña, C., Oliveros-Ramos, R., Buitrón, B. and Mori, J. (2011). Producción potencial de huevos, reclutamiento y veda reproductiva de la anchoveta peruana (*Engraulis ringens*): Implicaciones en el manejo pesquero. *Ciencias Marinas*, 37(4B): 585–601.

Polacheck, T., Hilborn, R., and Punt, A. (1993). Fitting surplus production models: comparing methods and measuring uncertainty. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 2597–2607.

Prager, M. (2004). User's Manual for ASPIC: A Stock-Production Model Incorporating Covariates (ver. 5) and Auxiliary Programs. Center for Coastal Fisheries and Habitat Research, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Beaufort Laboratory Document BL-2004-01. 25p.

PRODUCE (2020). Anuario Estadístico Pesquero y Acuícola 2019. Oficina General de Evaluación de Impacto y Estudios Económicos. Ministerio de la Producción. Lima-Perú, 185p.

Punt, A. (2003). Extending production models to include process error in the population dynamics. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60, 1217-1228.

Punt, A., Nan-Jay, S. and Chi-Lu, S. (2015). Assessing billfish stocks: A review of current methods and some future directions. *Fisheries Research*, (166): 103-118.

Punt, A. and Hilborn, R. (1996). BIODYN. Biomass dynamic models. User's manual. FAO Computerized Information Series. Rome, 62p.

Punt, A. and Szuwalski, C. (2012). How well can F_{MSY} and B_{MSY} be estimated using empirical measures of surplus production? *Fish. Res.* 134-136: 113-124.

Rojas de Mendiola, B. (1989). Stomach contents of anchoveta (*Engraulis ringens*), 1953-1974, p. 97-104. In D. Pauly, P. Muck, J. Mendo and I. Tsukayama (eds.). *The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions*. ICLARM Conference Proceedings 18, 438p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Saetersdal, G., Tsukayama, I. and Alegre, B. (1965). Fluctuaciones en la abundancia aparente del stock de anchoveta en 1959-1962. *Bol. Inst. Mar Perú*, 1(2): 33-104.

Schaefer, M. (1954). Some aspects of the dynamics of populations, important for the management of the commercial fisheries. *Bull. Inter-American Trop. Tuna Comm.*, 1(2): 56 p.

Schaefer, M. (1967). Dinámica de la pesquería de la anchoveta *Engraulis ringens* en el Perú. *Bol. Inst. Mar Perú*, 1(5): 189-264.

Schaefer, M. (1969). Informe provisional sobre investigaciones de ecología y dinámica de poblaciones de la anchoveta *Engraulis ringens* en el Perú. Instituto del Mar del Perú, Serie de Informes Especiales, IMP 47, 24p.

Schaefer, M. (1970). Investigaciones adicionales de la dinámica de la pesquería de la anchoveta (*Engraulis ringens*) en el Perú. *Inf. Inst. Mar Perú*, 31, 32p.

Simmonds, E., Gutiérrez, M., Chipollini, A., Gerlotto, F., Woillez, M. and Bertrand, A. (2009). Optimizing the design of acoustic surveys of Peruvian anchoveta. *ICES Journal of Marine Science*, 66: 1341–1348.

Tam, J., Taylor, M., Blaskovic, V., Espinoza, P., Ballón, M., Díaz, E., Wosnitza-Mendo, C., Argüelles, J., Purca, S., Ayón, P., Quipuzcoa, L., Gutiérrez, D., Goya, E., Ochoa, N. and Wolff, M. (2008a). Trophic modeling of the Northern Humboldt Current Ecosystem, Part I: Comparing trophic linkages under La Niña and El Niño conditions. *Progress in Oceanography*, 79: 352–365.

Thorson, J., Cope, J., Branch, T. and Jensen J. (2012). Spawning biomass reference points for exploited marine fishes, incorporating taxonomic and body size information. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 69: 1556–1568.

Tsukayama, I. and Palomares, D. (1987). Monthly catch and catch composition of Peruvian anchoveta (*Engraulis ringens*) (Northern-Central stock, 4°-14°S), 1953 to 1982, p. 89-108. In D. Pauly and I. Tsukayama (eds.). *The Peruvian anchoveta and its upwelling ecosystem: three decades of change*. ICLARM studies and reviews 15, 351 p. IMARPE, GTZ and ICLARM.

Wang, S., Maunder, M., Aires-da-Silva, A. (2014). Selectivity's distortion of the production function and its influence on management advice from surplus production models. *Fish. Res.* 158, 181-193.

WCPFC (2014). North Pacific Swordfish (*Xiphus gladius*) Stock Assessment in 2014. Report of the billfish working group. International Scientific Committee for Tuna and Tuna-like Species in the North Pacific Ocean. 16-22 July 2014, Taipei, Chinese-Taipei. 89p.

Winker, H., Carvalho, F. and Kapur, M. (2018). JABBA: Just Another Bayesian Biomass Assessment. *Fisheries Research* 204: 275–288.

Zuta, S. y Gullén, O. (1970). Oceanografía de las Aguas Costeras del Perú. *Bol. Inst. Mar Perú*, 2(5): 157-324.

Zuzunaga, J. (1985). Cambios del equilibrio poblacional entre la anchoveta (*Engraulis ringens*) y la sardina (*Sardinops sagax*) en el sistema de afloramiento frente al Perú, p. 107-117. In: Arntz, W., Landa, A. and Tarazona, J. (Eds.). *El Niño: su impacto en la fauna marina*. *Bol. Inst. Mar. Perú*. Vol. Extraordinario. 222p.

BORRADOR

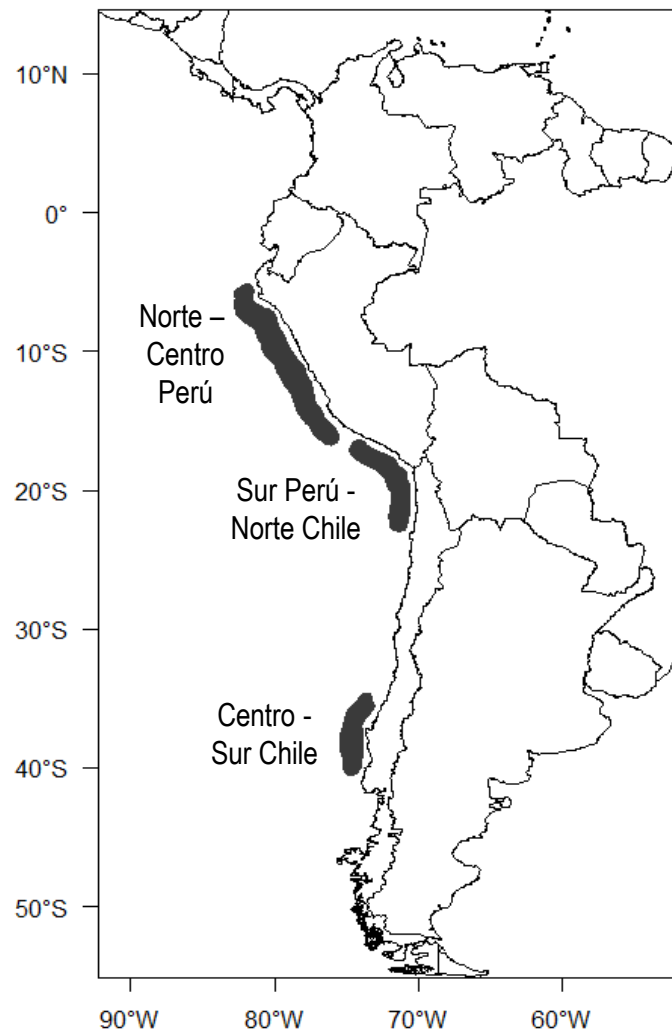


Figura 1. Distribución espacial de los tres stocks de la anchoveta peruana (*Engraulis ringens*) que habitan el Gran Ecosistema de la Corriente de Humboldt (Figura adaptada de Cubillos et al., 2007).

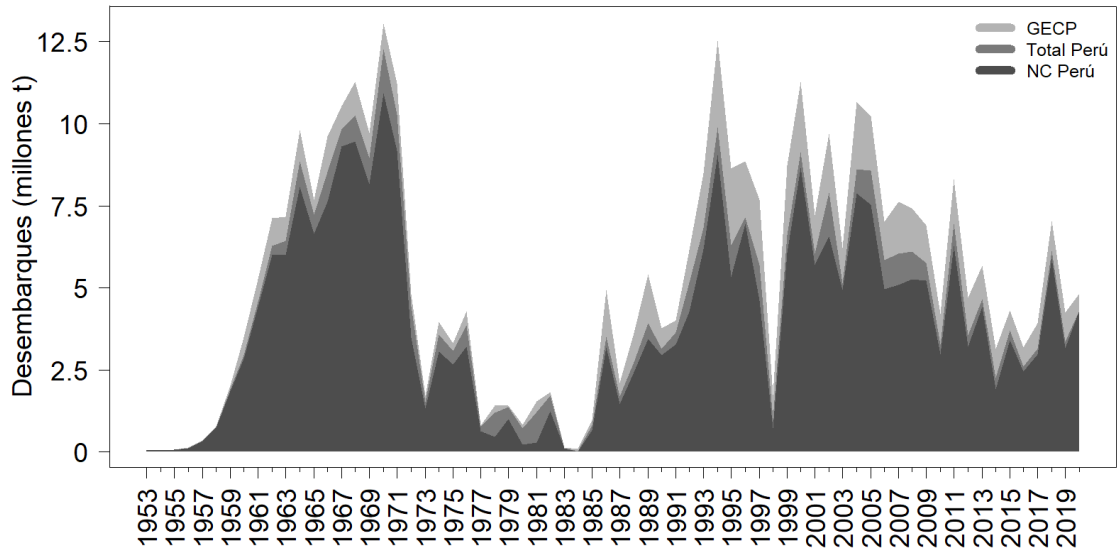


Figura 2. Desembarques anuales de la anchoveta capturada en todo el Perú y los correspondientes al stock norte-centro Perú.

BORRADOR

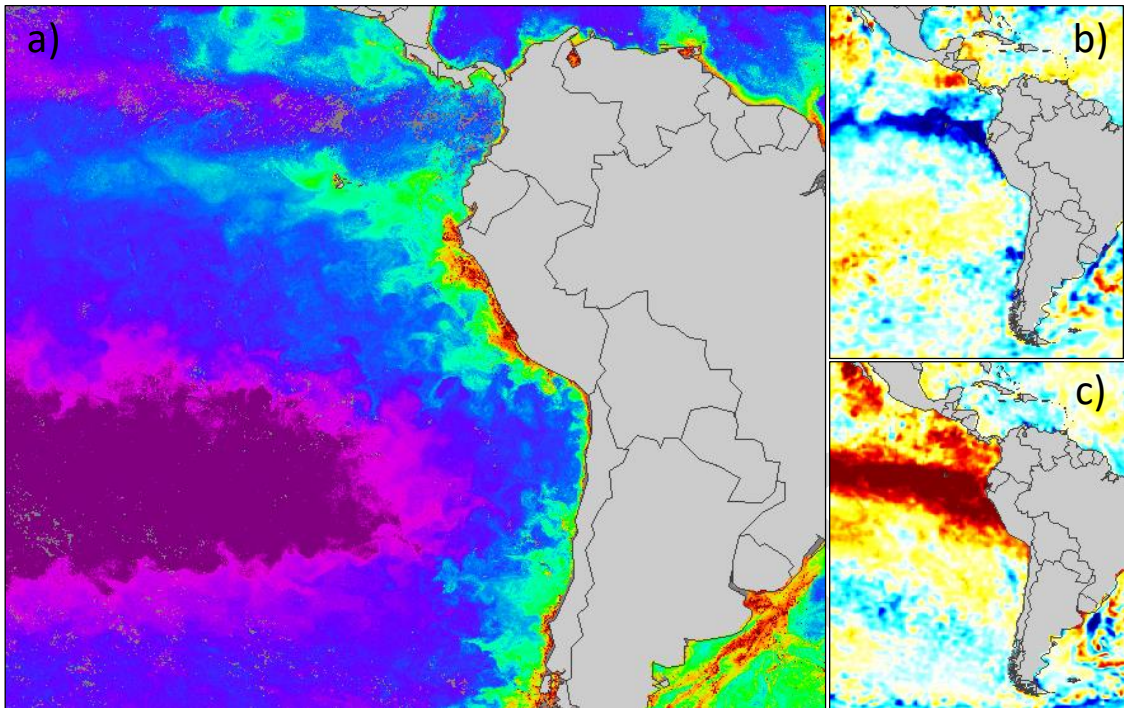


Figura 3. Productividad primaria y variabilidad oceanográfica en el Océano Pacífico sudeste, área que contienen al Gran Ecosistema de la Corriente de Perú y al sector norte de este o mar peruano: a) concentración de clorofila en diciembre de 2016, de acuerdo a Aqua MODIS (NOAA/NMFS/SWFSC/ERD); b) anomalía de la temperatura superficial del mar en mayo de 1995 (evento La Niña 1995); y c) anomalía de la temperatura superficial del mar en setiembre de 1997 (evento El Niño 1997-1998) (AVHRR de NOAA/NCEI).

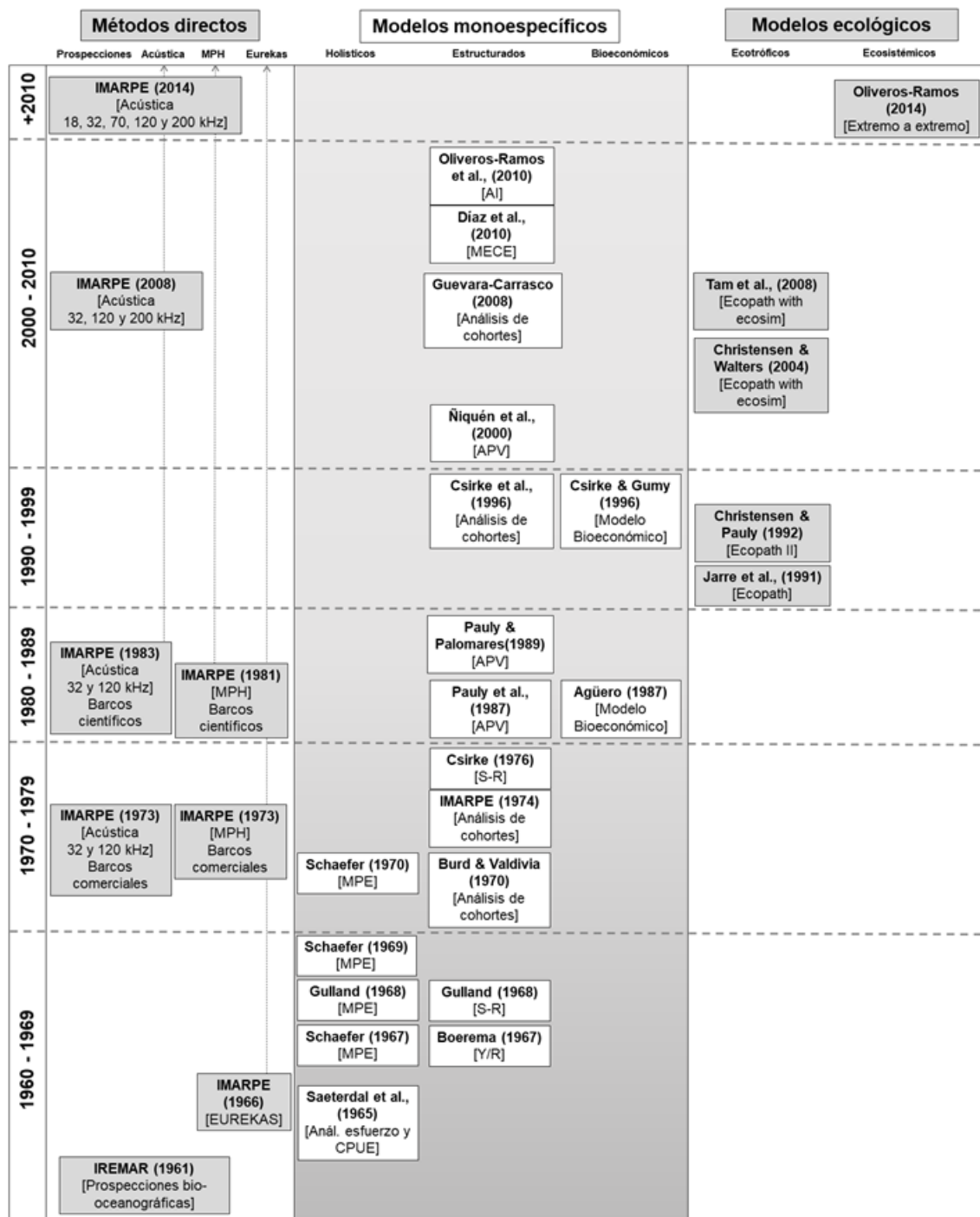


Figura 4. Métodos y modelos utilizados por IMARPE o en colaboración con IMARPE para evaluar la anchoveta del stock norte-centro. EUREKA: método que hace uso de embarcaciones pesqueras para determinar sinópticamente la distribución espacial y composición por tallas del stock; MPH: Método de Producción de Huevos. MPE: Modelos de Producción Excedente; Y/R: Modelo de Rendimiento por Recluta; S-R: Modelo Stock-Reclutamiento; APV: Análisis de Población Virtual; MECE: Método Estadístico de Captura a la Edad; AI: Análisis Integrado.

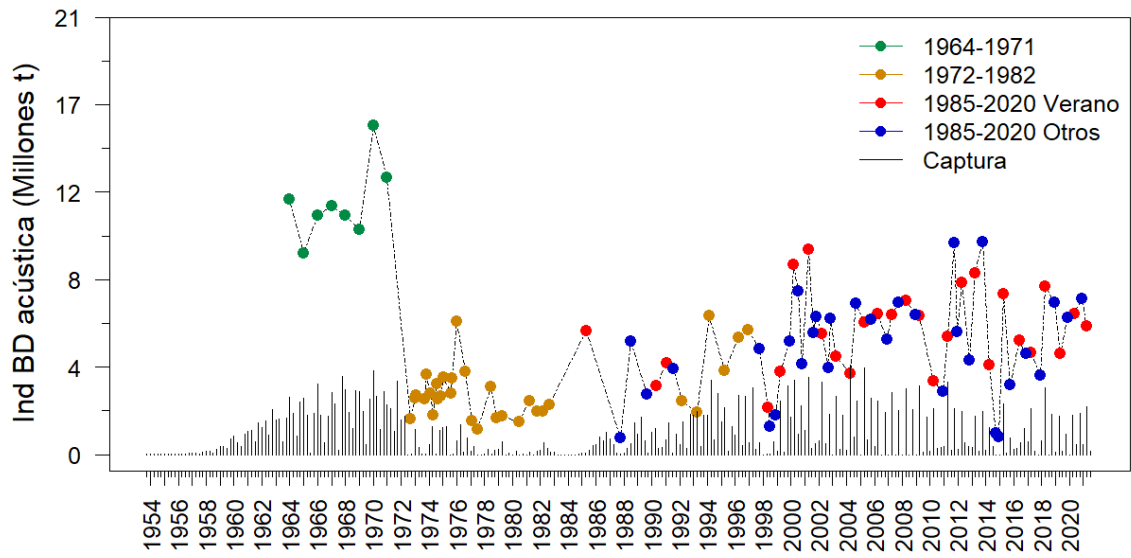


Figura 5. Datos utilizados para implementar el MPE del stock norte-centro de la anchoveta.

BORRADOR

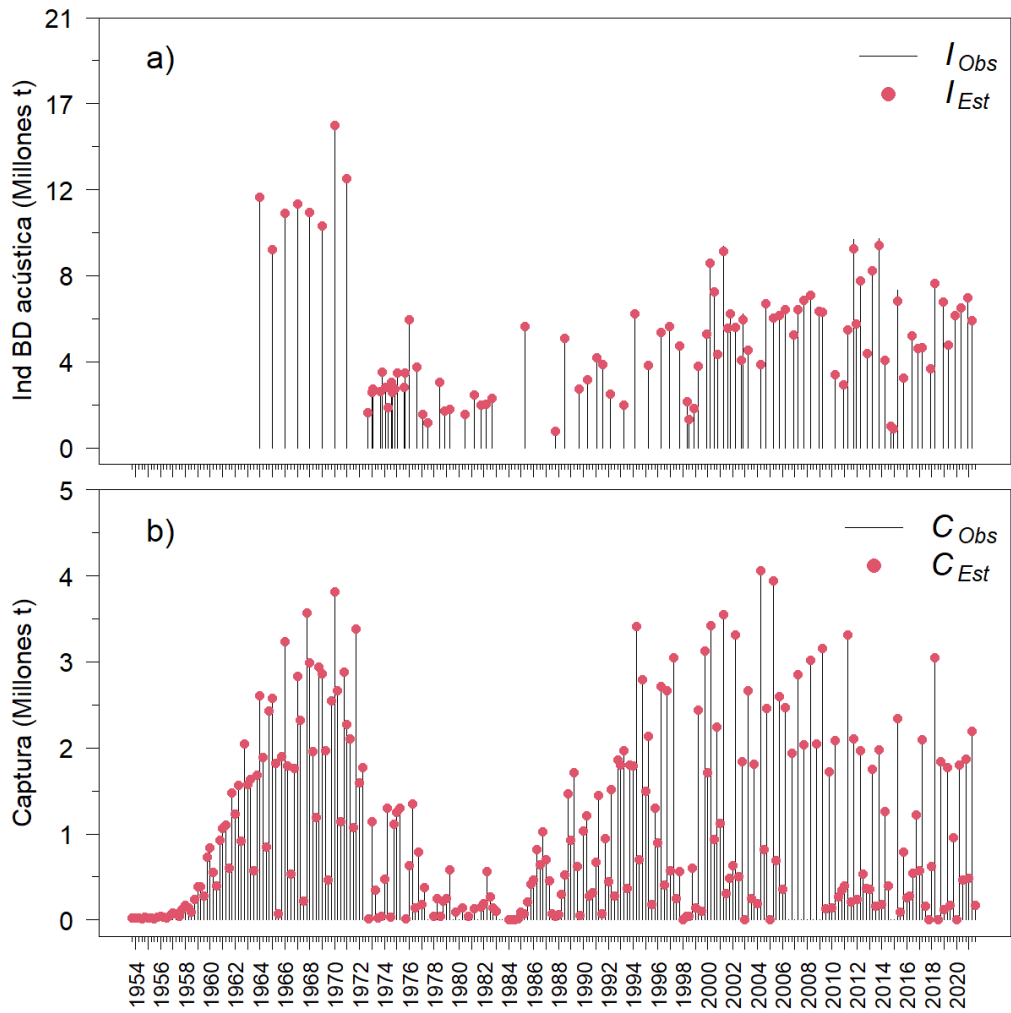


Figura 6. Bondad de ajuste del modelo: a) serie del índice de biomasa desovante acústica observada (en barras) y biomasa estimada por el modelo (en círculo); y b) serie de capturas observadas a escala trimestral (en barras) y capturas estimadas por el modelo (en círculo).

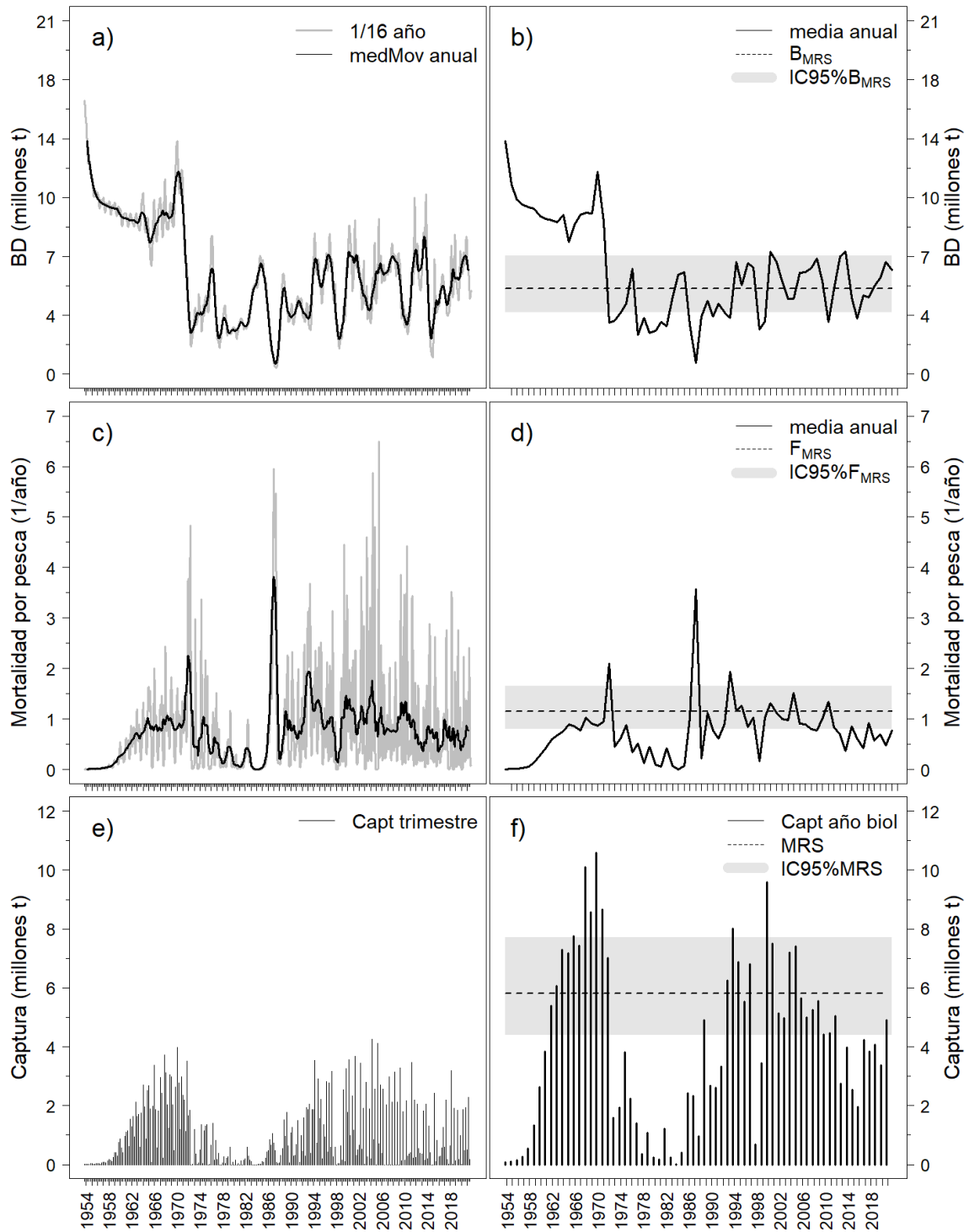


Figura 7. Series de: a) biomasa desovante a escala de 1/16 de año; b) biomasa desovante a escala anual; c) tasa de mortalidad por pesca a escala de 1/16 de año; d) tasa de mortalidad por pesca a escala anual; e) capturas a escala trimestral; y f) capturas a escala anual.

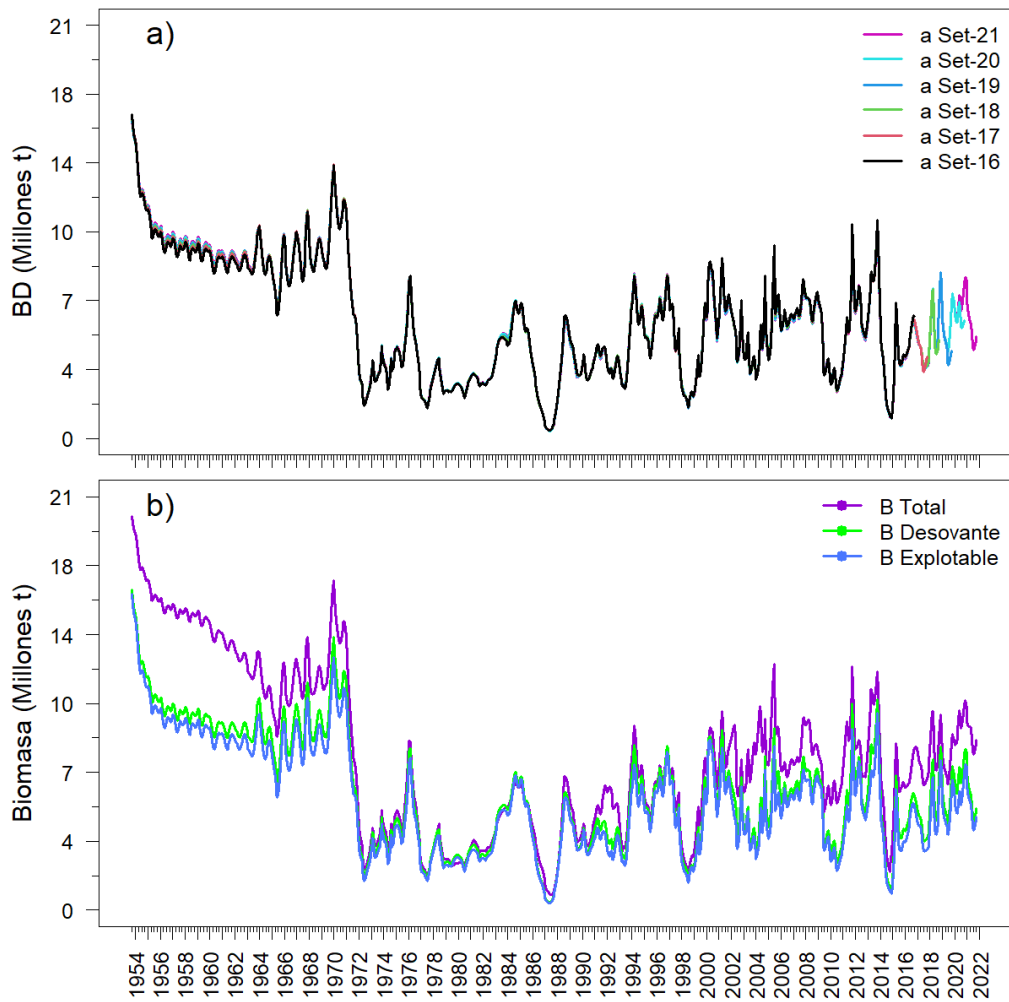


Figura 8. Series de biomasa desovante de la anchoveta estimada por el MPE al remover progresivamente la información de los índices y captura de los últimos cinco años (análisis retrospectivo).

Tabla 1. Series de biomasa acústicas observadas y utilizadas como índices en el modelo (las unidades están expresadas en millones t) y parámetros de la relación (potencial) longitud-peso usados para transformar la abundancia explotable y desovante a biomasa.

N° Obs.	Fuente	Mes	Biomasa (millones t)	Par α	Par β	Índice
1	Análisis Cohortes	1964.00	12.146	-	-	1
2	Análisis Cohortes	1965.00	9.580	-	-	1
3	Análisis Cohortes	1966.00	11.376	-	-	1
4	Análisis Cohortes	1967.00	11.803	-	-	1
5	Análisis Cohortes	1968.00	11.376	-	-	1
6	Análisis Cohortes	1969.00	10.691	-	-	1
7	Análisis Cohortes	1970.00	15.652	-	-	1
8	Análisis Cohortes	1971.00	13.172	-	-	1
9	MPH 7209	1972.67	1.711	-	-	2
10	Eureka XXVI	1973.00	2.701	-	-	2
11	Cr. 7302	1973.08	2.823	-	-	2
12	Eureka XXVII	1973.67	2.646	-	-	2
13	Eureka XXVIII	1973.83	3.827	-	-	2
14	Cateo 4	1974.08	2.901	-	-	2
15	Eureka XXIX	1974.33	1.873	-	-	2
16	Eureka XXX	1974.58	3.350	-	-	2
17	Eureka XXXI	1974.67	2.639	-	-	2
18	Op. BPR 74-11	1974.83	2.781	-	-	2
19	Eureka XXXII	1975.08	3.693	-	-	2
20	Cr. 7505-07	1975.58	2.900	-	-	2
21	Cr. 7508-10	1975.67	3.652	-	-	2
22	Cr. 7603-04	1976.00	6.338	-	-	2
23	Cr. 7609-10	1976.58	3.952	-	-	2
24	Cr. 7703-04	1977.08	1.617	-	-	2
25	Cr. 7708-10	1977.50	1.189	-	-	2
26	Cr. 7804-05	1978.42	3.233	-	-	2
27	Cr. 7812	1978.83	1.728	-	-	2
28	Cr. 7903-04	1979.25	1.839	-	-	2
29	Eureka XLIII	1980.50	1.582	-	-	2
30	Eureka XLV	1981.25	2.573	-	-	2
31	Eureka XLVI	1981.75	2.039	-	-	2
32	Eureka XLVII	1982.17	2.075	-	-	2
33	Eureka XLVIII	1982.67	2.381	-	-	2
34	Cr. 8503-05	1985.33	5.876	0.004	3.229	4
35	Cr. 8708-09	1987.75	0.776	0.004	3.229	4
36	Cr. 8805-07	1988.50	5.384	0.004	3.229	4
37	Cr. 8907-08	1989.67	2.864	0.004	3.229	3
38	Cr. 9002-04	1990.33	3.265	0.004	3.229	3
39	Cr. 9012-9101	1991.08	4.350	0.004	3.229	4
40	Cr. 9106-07	1991.58	4.082	0.010	2.893	3
41	Cr. 9201-02	1992.17	2.561	0.006	3.009	3
42	Cr. 9301-03	1993.25	2.034	0.005	3.129	3
43	Cr. 9401-03	1994.17	6.590	0.004	3.246	3
44	Cr. 9502-04	1995.25	4.001	0.004	3.246	3
45	Cr. 9602-04	1996.25	5.577	0.005	3.122	4
46	Cr. 9611-12	1996.92	5.933	0.004	3.226	4
47	Cr. 9709-10	1997.75	5.031	0.011	2.833	3
48	Cr. 9803-05	1998.33	2.245	0.015	2.703	4
49	Cr. 9805-06	1998.50	1.325	0.011	2.873	4

50	Cr. 9811-12	1998.92	1.865	0.002	3.445	3
51	Cr. 9902-03	1999.25	3.931	0.004	3.225	4
52	Cr. 9911-12	1999.92	5.381	0.005	3.176	3
53	Cr. 0001-02	2000.17	9.052	0.007	2.986	4
54	Cr. 0006-07	2000.50	7.754	0.004	3.248	4
55	Cr. 0010-11	2000.83	4.324	0.003	3.377	3
56	Cr. 0103-04	2001.25	9.745	0.006	3.068	4
57	Cr. 0107-08	2001.58	5.800	0.005	3.082	4
58	Cr. 0110-11	2001.83	6.562	0.002	3.393	3
59	Cr. 0202-03	2002.25	5.733	0.004	3.150	4
60	Cr. 0208-09	2002.67	4.132	0.007	2.992	4
61	Cr. 0209-11	2002.83	6.474	0.006	3.058	3
62	Cr. 0302-04	2003.25	4.689	0.004	3.227	3
63	Cr. 0402-03	2004.25	3.877	0.004	3.218	4
64	Cr. 0408-09	2004.67	7.176	0.006	3.044	3
65	Cr. 0502-04	2005.25	6.284	0.004	3.165	4
66	Cr. 0508-09	2005.75	6.427	0.005	3.117	3
67	Cr. 0602-04	2006.25	6.704	0.004	3.216	4
68	Cr. 0611-12	2006.92	5.471	0.003	3.292	3
69	Cr. 0702-04	2007.25	6.653	0.004	3.227	4
70	Cr. 0708-09	2007.75	7.229	0.004	3.178	3
71	Cr. 0802-04	2008.25	7.341	0.005	3.111	4
72	Cr. 0811-12	2008.92	6.663	0.003	3.333	3
73	Cr. 0902-04	2009.25	6.599	0.004	3.206	3
74	Cr. 1002-04	2010.25	3.513	0.004	3.185	4
75	Cr. 1011-12	2010.92	3.001	0.003	3.295	3
76	Cr. 1102-04	2011.25	5.600	0.005	3.138	4
77	Cr. 1108-10	2011.75	10.072	0.007	3.018	4
78	Cr. 1110-12	2011.92	5.852	0.008	2.975	3
79	Cr. 1202-04	2012.25	8.189	0.005	3.142	4
80	Cr. 1209-11	2012.83	4.470	0.005	3.100	3
81	Cr. 1302-04	2013.25	8.607	0.004	3.215	4
82	Cr. 1308-09	2013.75	10.127	0.005	3.148	3
83	Cr. 1402-04	2014.25	4.280	0.003	3.290	4
84	Cr. 1408-10	2014.75	1.038	0.004	3.241	4
85	Cr. 1411-12	2014.92	0.847	0.003	3.340	3
86	Cr. 1502-04	2015.25	7.638	0.003	3.259	4
87	Cr. 1508-10	2015.75	3.307	0.003	3.318	3
88	Cr. 1605-06	2016.42	5.444	0.004	3.269	4
89	Cr. 1609-11	2016.92	4.817	0.003	3.268	3
90	Cr. 1703-04	2017.25	4.828	0.004	3.179	4
91	Cr. 1709-10	2017.92	3.775	0.003	3.315	3
92	Cr. 1802-04	2018.25	8.006	0.002	3.385	4
93	Cr. 1809-11	2018.83	7.218	0.003	3.289	3
94	Cr. 1902-03	2019.33	4.811	0.004	3.177	4
95	Cr. 1909-11	2019.83	6.518	0.003	3.259	3
96	Cr. 2002-03	2020.33	6.679	0.003	3.304	4

Cateo: Prospección sinóptica tipo EUREKA; Op. BPR: Operación Búsqueda de Peces Reclutas; Cr.: Crucero de Evaluación Hidroacústica de Recursos Pelágicos (las dos primeras cifras corresponden al año en que se realizó el Crucero, las dos siguientes al mes de inicio de la operación y las dos finales al mes de culminación).

Tabla 3. Diagnóstico de los residuales del MPE implementado para evaluar el stock norte-centro de la anchoveta. Los números de la tabla corresponden al p-valor. También se señala si los residuales cumplen con la hipótesis.

Hipótesis Prueba	Captura	I ₁	I ₂	I ₃	I ₄
Media cero Prueba t	0.045 no	0.015 no	0.011 no	0.914 si	0.580 si
Autocorrelación Ljung & Box	0 no	0.185 si	0.218 si	0.847 si	0.502 si
Distribución normal Shapiro & Wilk	0 no	0.100 si	0.450 si	0.610 si	0.020 no

BORRADOR

Tabla 3. Parámetros, priors y valores estimados del MPE implementado para evaluar el stock norte-centro de la anchoveta.

Par	Descripción	Prior μ (ds)	Estimado [IC95%]
B_{ini}/K	Razón B al inicio vs Capacidad carga	1 (0.05)	1.00 [0.91-1.10]
K	Capacidad de carga (millones t)	17.1 (0.15)	16.26 [12.06-21.93]
r	Tasa crecimiento poblacional (1/año)	-	0.84 [0.47-1.52]
n	Par forma relación productividad vs biomasa	0.599 (0.342)	0.73 [0.45-1.21]
q_{I_1}	Capturabilidad del Índice 1	1 (0.20)	1.12 [0.78-1.62]
q_{I_2}	Capturabilidad del Índice 2	1 (0.15)	0.77 [0.60-1.00]
q_{I_3}	Capturabilidad del Índice 3	1 (0.10)	1.04 [0.88-1.23]
q_{I_4}	Capturabilidad del Índice 4	1 (0.15)	0.92 [0.75-1.13]
σ_{I_1}	Error de observación del Índice 1	0.10 (0.15)	0.10 [0.08-0.13]
σ_{I_2}	Error de observación del Índice 2	0.10 (0.15)	0.10 [0.07-0.13]
σ_{I_3}	Error de observación del Índice 3	0.10 (0.15)	0.10 [0.07-0.13]
σ_{I_4}	Error de observación del Índice 4	0.10 (0.15)	0.10 [0.08-0.14]
σ_c	Error de observación de las capturas	0.05 (Fijo)	-
B_{MRS}	Biomasa al Máximo Rendimiento Sostenible (millones t)	-	5.09 [3.66-7.06]
F_{MRS}	Mortalidad por pesca al Máximo Rendimiento Sostenible (1/año)	-	1.14 [0.79-1.65]
MRS	Máximo Rendimiento Sostenible (millones t)	-	5.82 [4.39-7.72]