



PESCA
SUSTENTABLE

Informe final

EVALUACIÓN DEL IMPACTO DE LA PESQUERÍA DE
PELÁGICOS PEQUEÑOS CON RED DE CERCO EN EL
ECOSISTEMA MARINO DE ECUADOR

Sergio Neira^{1,2,3}, Ana Arriagada³, Gonzalo Olea^{4,5} & Miguel Espíndola^{4,5}

¹ Departamento de Oceanografía, Universidad de Concepción, ² Centro COPAS COASTAL, ³ Programa de Doctorado Manejo de Recursos Acuáticos Renovables, Universidad de Concepción, ⁴ Corporación Centro Pesca Sustentable, ⁵ Centro de Investigación ECOS

07/10/2022



Índice

1. Antecedentes	4
2. Objetivos	5
3. Metodología	5
3.1 Modelo matemático.....	5
3.2 Incertidumbre en el modelo.....	9
3.3 Calibración del modelo.....	11
4. Datos de entrada para modelación Ecopath with Ecosim	13
4.1 Área y período de estudio	13
4.2 Grupos funcionales considerados	15
4.3 Datos utilizados para la calibración modelo Ecosim	15
4.4 Escenarios de simulación Ecosim	23
5. Resultados	25
6. Discusión	32
7. Conclusión	34
8. Referencias bibliográficas.....	35



Resumen

Se cuantificó las interacciones tróficas principales en las que intervienen las especies que sustentan la pesquería de peces pelágicos pequeños (PPP) de Ecuador, a saber: botella, corbata-trompeta, macarela, sardina redonda, chuhueco, pinchagua, y picudillo. Para ello se construyó un modelo ecotrófico mediante el software Ecopath with Ecosim (EwE). Los parámetros del modelo se obtuvieron recopilando información biológica, ecológica, fisiológica y pesquera de los principales grupos funcionales que componen la trama trófica que se desarrolla en la zona de estudio. Una vez poblada la matriz de datos del modelo, se verificó sus supuestos y se analizó cuantitativamente las características principales del sistema estudiado utilizando rutinas e indicadores de redes de interacción ("network analysis") contenidos en EwE. Luego se simuló, mediante el módulo Ecosim de EwE, escenarios en los que se evaluó los impactos ecológicos resultantes de la explotación pesquera de PPP. Los escenarios simulados correspondieron a aplicar la mortalidad por pesca objetivo (F_{objetivo}) de cada PPP en forma individual y colectivamente, y los impactos se midieron como cambios en la biomasa de cada grupo funcional ante estas perturbaciones. Los resultados preliminares indicaron que existe la necesidad de generar información sobre los grupos funcionales del ecosistema (índice de pedigrí=0.344; 34% de la data ha sido estimada con métodos de alta precisión). Se observó que no todas las especies objetivo de la pesquería de cerco serían especies de nivel trófico bajo (sus niveles tróficos variaron entre NT=2 para pichagua y NT=4 corbata-trompeta) y los depredadores dependerían más de otros grupos presa como "peces misceláneos" no objetivo de la captura y "mesopelágicos" que de PPP. Por su parte, el modelo dinámico presentó buen ajuste a series de biomasa y captura de PPP. En este sentido se observó que los cambios en la biomasa de estas especies estarían explicados por la mortalidad por pesca (F), pero también por interacciones tróficas a través de la vulnerabilidad a la depredación, y potenciales cambios en la productividad primaria del sistema en los últimos 25 años. Se concluye que aplicar F_{objetivo} en cada especie objetivo, tanto en forma individual como colectiva, no afectó negativamente (disminución por debajo de un valor límite de 25%) la biomasa de predadores de las especies PPP.

Palabras claves: Peces pelágicos pequeños, manejo pesquero con enfoque ecosistémico, pesquerías, Ecopath with Ecosim, Ecuador



1. Antecedentes

A nivel global existe un acuerdo en que el manejo pesquero moderno debería avanzar desde el enfoque monoespecífico tradicional (un stock y una flota) hacia un enfoque más integrado o ecosistémico, que considere los efectos de las interacciones de las especies explotadas con otras especies, los cambios en el hábitat, y la variabilidad ambiental y climática. La aplicación del enfoque ecosistémico es un aspecto que también se considera en forma creciente en los procesos de certificación de pesquerías sustentables (e.g., Marine Stewardship Council; www.msc.org). En la mayoría de las pesquerías del mundo, sin embargo, el contexto ecosistémico no se considera en el manejo y evaluación de la dinámica de las especies objetivo. Para avanzar en el entendimiento del rol que cumplen las especies recurso en su ecosistema y de los impactos ecosistémicos de la remoción de estas especies, existen varias aproximaciones de modelación ecológica. Una de ellas es el enfoque Ecopath with Ecosim (www.ecopaht.org), que destaca como uno de los más aplicados y recomendados a nivel mundial (Plaganyi, 2007). Las razones de su amplio uso son su flexibilidad a la hora de incluir grupos funcionales y flotas pesqueras, el hecho de contar con una parametrización relativamente simple que permite cuantificar las interacciones (ecológicas y técnicas) principales de un ecosistema, y su capacidad de simular los impactos a mediano y largo plazo de distintos escenarios de pesca sobre las especies objetivo, sus predadores y presas. Se considera que algunas especies forraje o de nivel trófico bajo (e.g., sardinas, anchovetas, sprats, krill) tienen un rol importante en los ecosistemas que habitan, ya que son la vía principal por la cual se transfiere la producción primaria y secundaria hacia niveles tróficos intermedios y superiores donde se ubican especies que sustentan pesquerías (e.g., peces piscívoros y predadores tope como aves y mamíferos). Por ello, en los últimos años se ha propuesto que el manejo de especies con estas características considere proveer biomasa suficiente en el ecosistema para sustentar a sus predadores y mantener la estructura del ecosistema (e.g., Smith et al., 2011). Por ejemplo, se ha propuesto que los puntos biológicos de referencia (que normalmente se calculan con un enfoque monoespecífico) consideren el rol ecológico de especies forraje o de nivel trófico bajo. La recomendación es aplicar un nivel de mortalidad por pesca menor y una biomasa mayor que las que se estiman a partir del rendimiento máximo sostenido (Smith et al., 2011). Sin embargo, el impacto de la explotación de estas especies dependerá de las características de la historia de vida de estas especies, de la trama trófica en la que participen y de las características y variabilidad de su ambiente. En este sentido, también se reconoce que no todas las especies de peces pelágicos de tamaño pequeño (PPP) juegan roles ecológicos clave en su ecosistema y que, por lo tanto, se podría aplicar niveles de mortalidad por pesca menos conservadores. Considerando todo lo anterior, en esta propuesta se evaluó el impacto de la pesquería de pelágicos pequeños con red de cerco en el ecosistema marino frente a las costas de Ecuador. Las especies que caben en esta categoría son: botella, corbata-trompeta, macarela, sardina redonda, chuhueco, pinchagua, y picudillo.



2. Objetivos

Los objetivos de esta consultoría fueron los siguientes.

- I. Modelar la trama trófica en la que participan las especies principales de la pesquería de peces pelágicos pequeños de Ecuador, y
- II. Evaluar el impacto ecosistémico potencial de escenarios plausibles de pesca (e.g., los considerados en el Plan de Manejo) aplicados sobre peces pelágicos pequeños de Ecuador.

3. Metodología

3.1 Modelo matemático

En este proyecto se utilizó el software y modelo Ecopath with Ecosim (Polovina & Ow, 1985; Christensen & Pauly, 1992; Pauly et al., 2000; Walters et al., 2000) como plataforma de modelación. La modelación de ecosistemas mediante el software Ecopath with Ecosim (EwE) se aplica crecientemente para analizar ecosistemas acuáticos. EwE combina herramientas de balance de masas (biomasa y energía) para los componentes vivos en un ecosistema en un momento dado del tiempo (Ecopath), con un modelo con dinámica temporal (Ecosim) que permite explorar los impactos potenciales de la pesca y otras perturbaciones ambientales o no tróficas sobre especies o grupos funcionales individuales y el ecosistema completo (estructura y funcionamiento).

El módulo Ecopath se basa en dos ecuaciones principales. La primera de ellas describe el balance de masa/energía de cada grupo del modelo en el sistema en un momento dado del tiempo, bajo el supuesto que entradas y salidas de energía están en equilibrio en cada grupo. La ecuación es la siguiente:

$$Q = P + R + U \quad \text{Ecuación 1}$$

donde Q es consumo, P es producción, R es respiración y U es el alimento no asimilado. Esta ecuación define el consumo como la suma del crecimiento gonadal y somático (P), los costos metabólicos (R), y los productos de excreción (U).

La segunda ecuación de Ecopath modela la utilización y destino de la producción de cada grupo funcional en el sistema. En este caso, el supuesto es que la producción debe igualar la sumatoria de los flujos por depredación, capturas, migración neta, biomasa acumulada, y otras mortalidades (distintas e independientes de la pesca y la depredación). Entonces, esta ecuación supone también que la utilización de la producción de cada grupo i puede separarse en los siguientes componentes:

$$P_i = (B_i \cdot M2_i) + Y_i + BA_i + E_i + [P_i(1 - EE_i)] \quad \text{Ecuación 2}$$



donde P_i es la tasa de producción total del grupo i , B_i es la biomasa total de i , $M2$ es la tasa de depredación total de i , Y_i es la tasa de captura total de grupo i , E_i es la tasa de migración neta (emigración-inmigración) de i , BA_i es la acumulación de biomasa de i , y $P_i(1-EE_i)$ es la tasa de "otra mortalidad" (MO_i). La ecuación 2 también se puede expresar como:

$$B_i \left(\frac{P}{B}\right)_i - \sum_{j=1}^n B_i \left(\frac{Q}{B}\right)_i \cdot DC_{ij} - \left(\frac{P}{B}\right)_i \cdot B_i \cdot (1 - EE_i) - Y_i - E_i - BA_i = 0 \quad \text{Ecuación 3}$$

donde $(P/B)_i$ es la razón producción-biomasa de i , $(Q/B)_i$ es la razón consumo-biomasa de i ; $(P/B)_i B_i (1-EE_i)$ es la tasa de mortalidad debida a otras causas; B_j es la biomasa del depredador de i ; DC_{ji} es la fracción de la presa i en la dieta del depredador j .

La ecuación 3 representa una situación de estado-estable para cada i en el modelo (i.e., sin cambio en la biomasa al inicio y al final del periodo en el cual el modelo es válido). Sin embargo, el modelo a construir no es necesariamente estado-estable, ya que basta relajar el supuesto que $BA_i = 0$ para que el modelo incluya cambios en la biomasa de uno o más grupos durante el periodo de tiempo considerado.

Entonces, para cada grupo funcional (especie o grupos de especies) el modelador se debe ingresar los siguientes datos de entrada:

Biomasa (B_i): Masa total de cada grupo viviente (i) por unidad de área ($\text{ton} \cdot \text{km}^{-2}$).

Captura (Y_i): remoción anual de la pesquería de i ($\text{ton} \cdot \text{km}^{-2}$), que en algunos casos corresponde al desembarque.

Producción (P_i): es la construcción de tejido por cada grupo i . Se estima como el producto entre la razón producción/biomasa P_i/B_i (año^{-1}) y B_i . Cuando P_i/B_i es desconocido, entonces se puede determinar desde la mortalidad total (Z_i), bajo el supuesto que la población se encuentra en equilibrio, posee mortalidad exponencial, y crecimiento descrito por la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy (Allen, 1971). En ese caso es posible considerar que $Z_i = \left(\frac{P}{B}\right)_i$.

De acuerdo con Christensen & Walters (2004) y Christensen *et al.* (2008), Z_i puede subdividirse en los siguientes componentes:



$$Z_i = M0_i + M2_i + F_i + EX_i$$

Ecuación 4

donde $M0_i$ es "otras mortalidades" distintas e independientes de la depredación y las capturas; $M2_i$ es el coeficiente de mortalidad por depredación; F_i es el coeficiente de mortalidad por pesca; EX_i es un coeficiente que representa otras exportaciones (emigración o depredación por depredadores que no son parte del ecosistema en estudio).

Consumo (Q_i): es la cantidad de alimento ingerido por el grupo i . Se estima como el producto entre la razón consumo/biomasa (Q_i/B_i ; año⁻¹) y B_i .

Composición de la dieta de los depredadores (DC_{ij}): corresponde a la fracción en peso de cada presa i en el contenido estomacal del depredador j .

Una vez que se ha corroborado que se cumple con los supuestos del modelo Ecopath, es posible construir un modelo con dinámica temporal utilizando la rutina Ecosim (Walters *et al.*, 1997). Ecosim permite simular y analizar la dinámica temporal de la biomasa de cada componente vivo del ecosistema ante distintos factores forzantes como la pesca, y otros factores forzantes tróficos y no tróficos (e.g., variabilidad ambiental, depredación, etc.). La ventaja de Ecosim es que se aplica sobre un modelo Ecopath ya construido, tomando ventaja entonces de toda la parametrización previa (Walters & Christensen, 2007). La ecuación principal de Ecosim describe la dinámica temporal de la biomasa de los grupos funcionales en el ecosistema de la siguiente forma:

$$\frac{dB_i}{dt} = f(B) - M0B_i - F_iB_i - \sum_{j=1}^n c_{ij}(B_i, B_j)$$

Ecuación 5

donde $f(B)$ es una función de B_i (i.e., la producción de i); F_i es la tasa de mortalidad por pesca del grupo i ; y $c_{ij}(B_i, B_j)$ es la función que predice el consumo de la presa i por el depredador j . Si el grupo i es un productor primario, entonces:

$$f(B_i) = \frac{r_i B_i}{(1+B_i h_i)}$$

Ecuación 6

donde r_i es la razón P/B máxima que i puede alcanzar cuando B_i es baja; y r_i/h_i es tasa de producción primaria neta máxima para el grupo i cuando B_i no está limitada por la producción. Si el grupo i es un consumidor, entonces:



$$f(B_i) = g_i \sum_{j=1}^n c_{ij}(B_i, B_j)$$

Ecuación 7

donde $g_i = B_i (P/B_i)$ representa la eficiencia neta de crecimiento de i .

El consumo $c_{ji}(B_i, B_j)$ se calcula aplicando el concepto de arena de forrajeo (del inglés "foraging arena"), de manera que B_i se descompone en dos fracciones: una que es vulnerable a los depredadores y otra que es invulnerable a ellos. En este sentido se define el parámetro vulnerabilidad (v_{ij}), que es la tasa de transferencia entre el componente vulnerable y el invulnerable de B_i , como sigue:

$$\frac{\partial v_{ij}}{\partial t} = v(B_i - v_{ij}) - v v_{ij} - a_{i,j} v_{ij} B_j$$

Ecuación 8

donde, $a_{i,j}$ es la tasa de búsqueda efectiva del depredador j sobre la presa i , y v es la vulnerabilidad que representa el grado en que la mortalidad por depredación de una presa se verá explicada por el aumento en la biomasa del depredador. Por defecto, Ecosim supone que $v_{ij} = 2$ para todas las interacciones depredador-presa en el modelo y supone que el aumento en la biomasa del predador puede causar máximo dos veces la mortalidad por depredación (M2) que causa el predador sobre la presa en el modelo base Ecopath.

El sistema de ecuaciones (una para cada grupo funcional) se integra en el tiempo incorporando tasas variables de mortalidad por pesca (F), entregando así predicciones dinámicas de biomasa para todo i . Dichas predicciones son resultado directo de cambios en la captura, la depredación y la disponibilidad de alimento para cada grupo i , y un efecto indirecto de cambios en la pesca y la depredación sobre grupos que interactúan con el grupo i .



3.2 Incertidumbre en el modelo

En Ecopath los parámetros de entrada se ingresan sin error, lo que no es correcto ya que estos valores numéricos son estimaciones. Por otro lado, en muchas ocasiones el modelador no cuenta con información de biomasa, producción, consumo y dietas para cada componente del ecosistema. En esos casos, es posible utilizar valores de parámetros estimados para especies o grupos similares en el mismo ecosistema o en ecosistemas similares. Entonces, el origen de cada dato utilizado aportará en mayor o menor cantidad a la incertidumbre que rodea el modelo y, por ende, a su calidad. Considerando lo anterior, EwE incluye una rutina denominada "pedigree" (Funtowicz & Ravetz, 1990) que cuantifica la incertidumbre y calidad de los modelos construidos basándose en el tipo y origen de la data de entrada. Esta rutina ayuda a transparentar la construcción de un modelo Ecopath y permite identificar las brechas de conocimiento existentes y planificar cómo abordarlas (Christensen & Walters, 2004). Cada dato de entrada se califica con un valor entre cero y uno, en función de su origen y precisión. Así, se establece intervalos de confianza para cada dato siguiendo una tabla predefinida para cada tipo de parámetros de entrada y en cada grupo del modelo (Tabla 1, Tabla 2 y Tabla 3). Con el valor del índice individual se calcula un "índice pedigree" general, τ , como el promedio del valor de pedigrí individual mediante la siguiente ecuación:

$$\tau = \sum_{i=1}^n \frac{\tau_{i,p}}{n}$$

Ecuación 9

donde $\tau_{i,p}$ es el valor del índice de pedigrí para el grupo i y el parámetro de entrada p para cada uno de los n grupos en el ecosistema; p puede representar biomasa (B), la razón producción/biomasa (P/B), razón consumo/biomasa (Q/B), capturas (Y) o composición de la dieta (DC). Para escalar en función del número de grupos vivos en el sistema, se calcula una medida general de ajuste τ^* mediante la siguiente ecuación:

$$\tau^* = \tau \frac{\sqrt{n-2}}{\sqrt{1-\tau^2}}$$

Ecuación 10

Tabla 1 Opciones incluidas en Ecopath para la definición de "pedigree" para los datos de entrada de biomasa (B).

Opción	Índice	CV
Estimado por Ecopath	0,0	80
Desde otro modelo	0,0	80
Juicio experto	0,0	80



Aproximado o método indirecto	0,4	50
Muestreo/local, baja precisión	0,7	30
Muestreo/local, alta precisión	1,0	10

Tabla 2 Opciones incluidas en Ecopath para la definición de “pedigree” para los datos de entrada de P/B y Q/B.

Opción	Índice	CV
Estimado por Ecopath	0,0	80
Juicio experto	0,1	70
Desde otro modelo	0,2	60
Relación empírica	0,5	50
Especies similares, sistema similar, baja precisión	0,6	40
Especies similares, mismo sistema, baja precisión	0,7	30
Misma especie, sistema similar, alta precisión	0,8	20
Misma especie, mismo sistema, alta precisión	1,0	10

Tabla 3 Opciones incluidas en Ecopath para la definición de “pedigree” para los datos de entrada de Dieta.

Opción	Índice	CV
Conocimiento general de especies/grupos relacionados	0,0	80
Tomados de otro modelo	0,0	80
Conocimiento general para misma especie/grupo	0,0	80
Estudio de composición de dieta cualitativo	0,4	50
Estudio de composición de dieta cuantitativo pero limitado	0,7	30
Estudio de composición de dieta cuantitativo detallado	1,0	10



3.3 Calibración del modelo

Una aproximación para explicar la estructura de los ecosistemas marinos se basa en estudiar cómo la dinámica de una población controla la dinámica de otra a través de relaciones tróficas directas. En el módulo Ecosim las interacciones depredador-presa se modelan por el comportamiento de la presa para limitar la exposición o vulnerabilidad a la depredación. Así, los patrones de flujo de biomasa pueden mostrar control de tipo “*bottom-up*” (o de abajo hacia arriba, donde la presa controla la dinámica de la biomasa del predador) o “*top-down*” (o de arriba hacia abajo, donde el predador controla la dinámica de la biomasa de la presa) (Walters *et al.*, 2000).

EwE permite ajustar las biomásas predichas por el modelo a datos de series de tiempo. De acuerdo con Heymans *et al.* (2016), la mejor práctica al ajustar un modelo Ecosim a datos de series de tiempo es utilizar el método de prueba de hipótesis estadísticas descrito por Mackinson *et al.* (2009) y refinado por Tomczak *et al.* (2012), Mackinson (2014), y Alexander *et al.* (2015). Este procedimiento, automatizado por Scott *et al.* (2016) e integrado como un complemento en el software EwE, se basa en la estimación de la bondad de ajuste mediante la suma de cuadrados (SS) y el Criterio de Información de Akaike (AIC) (Akaike, 1974).

El procedimiento automatizado de ajuste (“*Stepwise fitting*”) parametriza y compara las siguientes ocho hipótesis (Alexander *et al.*, 2015): *i*) línea base (ejecución del modelo sin pesca y sin cambios en las vulnerabilidades, o anomalía en la producción primaria); *ii*) línea base y cambios en vulnerabilidades; *iii*) línea base y cambios en anomalías de producción primaria; *iv*) línea base y cambios en las vulnerabilidades y anomalías de producción primaria; *v*) pesca (excluyendo cualquier adaptación a series de tiempo para vulnerabilidades o búsquedas de anomalías de producción primaria); *vi*) pesca y cambios en las vulnerabilidades; *vii*) pesca y cambios en las anomalías de la producción primaria; y *viii*) pesca, cambios en las vulnerabilidades y anomalías en la producción primaria.

El número máximo de parámetros que se puede estimar (m) se calcula a partir del número total de series de tiempo utilizadas (i.e., biomasa relativa, mortalidad total, captura, y peso promedio) (Christensen *et al.*, 2008). El supuesto es que las series de tiempo son independientes entre sí, pero que cada dato en una serie de tiempo no es independiente de los otros datos en esa serie (Scott *et al.*, 2016). El procedimiento de ajuste calcula el número total de iteraciones para cada hipótesis calculando todas las combinaciones de número de parámetros estimados (K) en función de m y/o el número máximo de “*spline points*” para una anomalía de producción primaria que estima el modelo. Por ejemplo, si $m=3$, entonces para la hipótesis “línea de base y cambios en vulnerabilidades” el procedimiento calcularía 3 iteraciones donde el valor de K será 1, 2 y 3 en cada una de las iteraciones (Burnham & Anderson, 2004; Scott *et al.*, 2016).



La hipótesis que obtiene el AIC más bajo es la hipótesis que obtiene el mejor ajuste del modelo a los datos usando el menor número de parámetros. El AIC se define como:

$$AIC = n \log (\min SS/n) + 2K$$

Ecuación 11

donde n es el número total de observaciones, $\min SS$ es la mínima suma de cuadrados calculada por el algoritmo.

El procedimiento también calcula una corrección de segundo orden para tamaños de muestra pequeños. Burnham & Anderson (2004) definen el AIC corregido (AICc) de la siguiente manera:

$$AICc = AIC + 2K \frac{(K-1)}{(n-K-1)}$$

Ecuación 12

El procedimiento de ajuste calcula estos valores para cada iteración e identifica la mejor opción para la iteración que tiene el valor de AICc más bajo.



4. Datos de entrada para modelación Ecopath with Ecosim

4.1 Área y período de estudio

El área de estudio abarca unos 44,566 km² (Figura 1) y se definió como el área habitada por la totalidad de las especies que conforman la pesquería de pequeños pelágicos en la costa de Ecuador. Para ello se utilizó una base de datos de los lances de pesca realizados entre los años 2017 y 2021, obteniendo en primer término un mapa de la distribución espacial de los lances por especie. La base de datos corresponde al Instituto Público de Acuicultura y Pesca de Ecuador. A partir de esta capa de información, se construyó un único polígono que encierra la totalidad de los puntos de pesca, utilizando las ubicaciones más externas entre los lances de pesca, obteniendo un polígono envolvente dentro del cual se incluyen todos los registros de las faenas realizadas. Todos los procesos de análisis espacial se realizaron en el Sistema de Información Geográfica QGIS 2.18, utilizando datos espaciales estandarizados en el Datum WGS 84 y con proyección UTM, zona horaria 17 sur. La escala temporal del modelo correspondió a un año. Se seleccionó el año 1995 como año base debido a que la mayoría de las estimaciones de biomasa en las evaluaciones de stock de pelágicos pequeños y de variables ambientales comienzan en ese año.



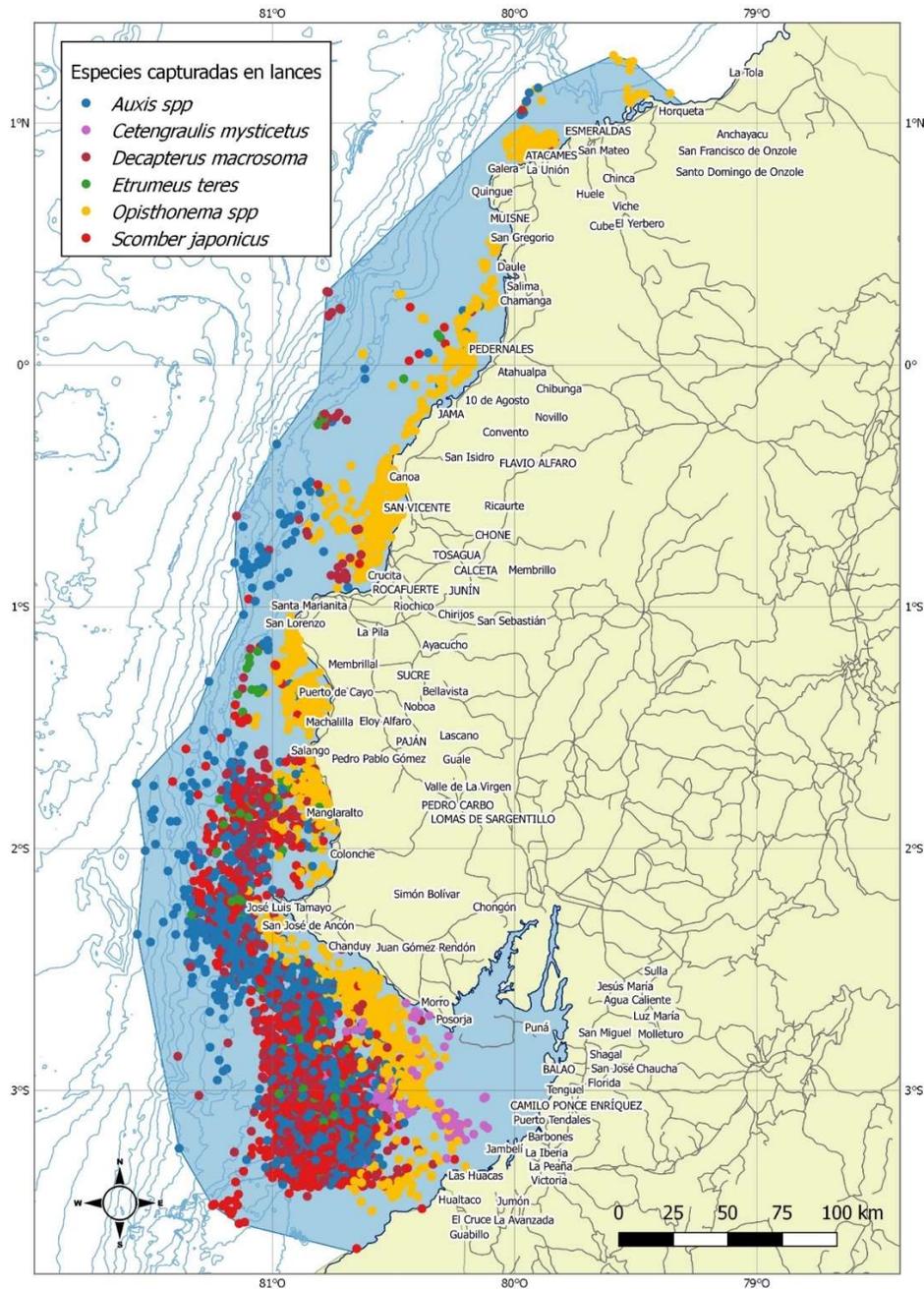


Figura 1 Área de estudio para el modelo Ecopath construido para representar la trama trófica que sustenta las pesquerías de pelágicos pequeños en Ecuador y que corresponde a aproximadamente 44,566 km².



4.2 Grupos funcionales considerados

Para caracterizar las interacciones biológicas (mortalidad por depredación) y las interacciones tecnológicas (mortalidad por pesca) que ocurren en el ecosistema que sustenta las pesquerías de pelágicos pequeños en Ecuador, se construyó un modelo Ecopath con 23 grupos funcionales que incluyen desde productores primarios hasta predadores tope y el grupo detritus (Tabla 4). En Ecopath los grupos funcionales pueden ser un grupo de talla/edad de una especie, una especie individual o un grupo de especies que realizan una función similar en el ecosistema (i.e., tienen aproximadamente las mismas tasas de crecimiento, tasas de consumo, dietas, hábitats, y predadores) (Heymans et al., 2016).

En la Tabla 5 se presenta la fuente de información desde la que se obtuvo los parámetros de entrada necesarios para cada grupo funcional del modelo. Los valores desconocidos de biomasa (B) fueron estimados por Ecopath suponiendo una eficiencia ecotrófica (EE). Por ejemplo, con EE_i igual a 0,9 el modelo calcula la biomasa del grupo i de forma que su producción sustente el consumo de sus predadores y la extracción pesquera (en caso de que exista), limitando otras mortalidades a 10%. En las Tabla 6 y Tabla 7 se presentan los parámetros de entrada y la composición de la dieta de los predadores en el modelo Ecopath que representa el área de estudio. Los índices individuales de pedigrí para cada dato de entrada se presentan en la Tabla 8.

4.3 Datos utilizados para la calibración modelo Ecosim

La calibración consideró 7 series de tiempo de mortalidad por pesca para forzar el modelo. Para estimar las SS se utilizaron 7 series de tiempo de capturas y 7 de biomasa relativa, por lo que el procedimiento permite calcular un máximo de 13 parámetros, los que pueden ser vulnerabilidades o "spline points" de la producción primaria (hasta la cantidad de años en la serie temporal).

Las series de tiempo corresponden a desembarques y biomasa relativa de los stocks de pelágicos pequeños (macarela, pinchagua, picudillo, chuhueco, botella, sardina redonda, corbata-trompeta) y fueron obtenidos de Canales y Jurado, (2021) en escala anual hasta el año 2018. La mortalidad por pesca se calculó como el desembarque anual sobre la biomasa estimada (Y/B).



Tabla 4 Grupos funcionales incluidos en el modelo Ecopath construido para representar la trama trófica de la zona de estudio año 1995

Grupo funcional	Descripción
1 Lobo marino	<i>Otaria flavescens</i>
2 Aves marinas	<i>Fragata magnificens, Pelecanus occidentalis, Fregata minor, Phoebastria irrorata, Pelecanus thagus, Sula neboxii, Sula sula y Creagrus furcatus</i>
3 Ballenas	Orcas y cachalotes
4 Delfines	<i>Tursiops truncatus</i>
5 Tiburones	<i>Carcharhinus falciformis, Alopias pelágicus, Isurus oxyrinchus, Prionace glauca, Carcharhinus longimanus y Sphyrna zygaena</i>
6 Jibia	<i>Dosidicus gigas</i>
7 Dorado	<i>Coryphaena hippurus</i>
8 Marlin	<i>Xiphias gladius</i>
9 Atun	<i>Thunnus spp.</i>
10 Pargo	<i>Lutjanus guttatus</i>
11 Merluza	<i>Merluccius gayi</i>
12 Peces misceláneos	Principalemente Clupeidae, Nomeidae, Balistidae y Ostraciidae
13 Botella	<i>Auxis spp.</i>
14 Corbata-Trompeta	<i>Fistularia corneta y Trichiurus lepturus</i>
15 Macarela	<i>Scomber japonicus</i>
16 Mesopelagicos	Principalmente Myctophidae
17 Sardina redonda	<i>Etrumeus acumminatus</i>
18 Chuhueco	<i>Cetengraulis mysticetus</i>
19 Pinchagua	<i>Opisthonema spp.</i>
20 Picudillo	<i>Decapterus macrosoma</i>
21 Zooplancton	Copepodos y eufausidos
22 Fitoplancton	Diatomeas, dinoflagelados fototróficos y clorofitos
23 Detritus	Toda la materia orgánica no incluida en otro grupo funcional



Tabla 5 . Fuentes de datos de entrada para el modelo trófico marino de la zona de estudio. Clave: B= Biomasa, P/B= Producción/Biomasa, Q/B= Consumo/Biomasa, DC= Composición de la dieta, Y= Desembarque.

Grupo funcional	B	P/B	Q/B	DC	Y
1 Lobo marino	Herrera et al (2021)	Neira et al. (2022)	Neira et al. (2022)	Neira et al. (2022)	
2 Aves marinas	Olson y Watter (2003)	Olson y Watter (2003)	Olson y Watter (2003)	Olson y Watter (2003)	
3 Ballenas	Olson y Watter (2003)	Olson y Watter (2003)	Olson y Watter (2003)	Olson y Watter (2003)	
4 Delfines	Olson y Watter (2003)	Olson y Watter (2003)	Olson y Watter (2003)	Olson y Watter (2003)	
5 Tiburones	Olson y Watter (2003)	Olson y Watter (2003)	Olson y Watter (2003)	Olson y Watter (2003)	
6 Jibia	Morales-Bojórquez y Pacheco-Bedoya (2017)	Neira et al. (2022)	Arancibia et al. (2007)	Alegre (2011)	
7 Dorado	Roa-Ureta et al. (2021)	Roa-Ureta et al. (2021)	Olson y Watter (2003)	Varela et al. (2016)	Instituto Nacional de Pesca, Ecuador
8 Marlin	Olson y Watter (2003)	Olson y Watter (2003)	Olson y Watter (2003)	Olson y Watter (2003)	
9 Atun		Olson y Watter (2003)		Olson y Watter (2003)	Instituto Nacional de Pesca, Ecuador
10 Pargo		Fishbase	Fishbase	Carrillo (2016)	Instituto Nacional de Pesca, Ecuador
11 Merluza	Revelo (1995)	Fishbase	Jarre-Teichmann y Pauly (1993)	Velez (2020)	
12 Peces misceláneos		Olson y Watter (2003)	Olson y Watter (2003)	Olson y Watter (2003)	
13 Botella	Canales y Jurado (2021)	Canales y Jurado (2021)	Olson y Watter (2003)	Olson y Watter (2003)	



14	Corbata-Trompeta	Canales y Jurado (2021)	Canales y Jurado (2021)	Fishbase	Browman et al., 2000	
15	Macarela	Canales y Jurado (2021)	Canales y Jurado (2021)	Fishbase	Martinez, 2020	Canales y Jurado (2021)
16	Mesopelagicos		Olson y Watter (2003)	Olson y Watter (2003)	Olson y Watter (2003)	
17	Sardina redonda	Canales y Jurado (2021)	Canales y Jurado (2021)	Fishbase	Browman et al., 2000	Canales y Jurado (2021)
18	Chuhueco	Canales y Jurado (2021)	Canales y Jurado (2021)	Neira et al. (2022)	Bayliff, 1963	Canales y Jurado (2021)
19	Pinchagua	Canales y Jurado (2021)	Canales y Jurado (2021)	Fishbase	Prado et al., 2014	Canales y Jurado (2021)
20	Picudillo	Canales y Jurado (2021)	Canales y Jurado (2021)	Fishbase	Fishbase	
21	Zooplancton		Olson y Watter, 2003	Olson y Watter (2003)	Olson y Watter (2003)	
22	Fitoplancton		Olson y Watter, 2003			



Tabla 6 . Modelo trófico marino de la zona de estudio año 1995. Los valores en negrita indican estimaciones realizadas por Ecopath. Clave: NT= Nivel trófico, B= Biomasa, P/B= Producción/Biomasa, Q/B= Consumo/Biomasa, EE= Eficiencia ecotrófica, P/Q= Producción/Consumo, Y= Desembarque.

Grupo funcional	NT	B (t/km ²)	P/B (año-1)	Q/B (año-1)	EE	P/Q	Y (t/km ²)
1 Lobo marino	4.24	0.35	0.2	14.36	0.000	0.014	
2 Aves marinas	3.76	0.001	0.090	65.700	0.000	0.001	
3 Ballenas	4.63	0.031	0.020	7.320	0.000	0.003	
4 Delfines	4.21	0.020	0.040	16.500	0.000	0.002	
5 Tiburones	4.92	0.000	0.425	8.364	0.000	0.051	
6 Jibia	3.39	1.980	3.500	8.640	0.925	0.405	
7 Dorado	4.35	0.110	1.200	21.900	0.924	0.055	0.118
8 Marlín	4.57	0.001	0.777	9.000	0.000	0.086	
9 Atún	4.29	0.898	0.650	3.250	0.900	0.200	0.412
10 Pargo	3.23	0.863	0.660	5.200	0.900	0.127	0.01
11 Merluza	3.71	4.500	0.380	3.500	0.993	0.109	
12 Peces misceláneos	3.03	46.364	2.070	10.800	0.900	0.192	
13 Botella	3.57	4.340	0.700	6.800	0.978	0.103	
14 Corbata-Trompeta	4.05	9.532	0.350	6.980	0.369	0.050	
15 Macarela	3.33	18.100	0.800	10.800	0.413	0.074	1.427
16 Mesopelágicos	3.25	31.040	2.700	10.800	0.900	0.250	
17 Sardina redonda	3.19	1.440	2.400	11.500	0.750	0.209	1.038
18 Chuhueco	2.50	3.020	1.380	10.000	0.299	0.138	1.069
19 Pinchagua	2.06	4.460	0.790	10.600	0.450	0.075	0.918
20 Picudillo	3.25	2.230	0.500	12.100	0.144	0.041	
21 Zooplancton	2.25	69.137	106.590	415.670	0.900	0.256	
22 Fitoplancton	1.00	204.754	161.780		0.700		
23 Detritus	1.00				0.000		



Tabla 7 Composición de la dieta de los predadores en el modelo trófico del área de estudio año 1995.

Presa/predador	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
1 Lobo marino											
2 Aves marinas											
3 Ballenas											
4 Delfines											
5 Tiburones											
6 Jibia	0.05		0.1	0.1	0.1	0.35	0.14	0.5			
7 Dorado			0.01	0.005							
8 Marlín											
9 Atún			0.1		0.5			0.2	0.01		
10 Pargo	0.1										
11 Merluza	0.01						0.03				0.1
12 Peces misceláneos	0.03	0.1	0.05	0.3	0.1	0.05	0.1	0.1	0.15		
13 Botella	0.005			0.05	0.05		0.23		0.2		0.02
14 Corbata-Trompeta							0.04				0.072
15 Macarela	0.25	0.1		0.1	0.05		0.03		0.1		0.09
16 Mesopelágicos		0.05	0.05	0.1		0.1	0.03		0.1		0.015
17 Sardina redonda	0.05	0.1		0.1		0.01			0.1		0.004
18 Chuhueco	0.01										0.008
19 Pinchagua	0.01						0.045			0.04	0.021
20 Picudillo	0.01										0.007
21 Zooplancton		0.3				0.1				0.43	0.25
22 Fitoplancton											
23 Detritus											
Importaciones	0.52	0.35	0.69	0.245	0.2	0.39	0.355	0.2	0.34	0.53	0.413
Suma	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1



Presa/predador	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
1 Lobo marino										
2 Aves marinas										
3 Ballenas										
4 Delfines										
5 Tiburones										
6 Jibia										
7 Dorado										
8 Marlín										
9 Atún		0.002								
10 Pargo										
11 Merluza										
12 Peces misceláneos	0.04	0.2		0.3						
13 Botella		0.05								
14 Corbata-Trompeta										
15 Macarela		0.05								
16 Mesopelágicos		0.01	0.8	0.1						
17 Sardina redonda		0.025								
18 Chuhueco										
19 Pinchagua										
20 Picudillo										
21 Zooplancton	0.75	0.6	0.2	0.4	1	0.95	0.4	0.05	1	0.2
22 Fitoplancton	0.2			0.2		0.05	0.4	0.95		0.8
23 Detritus							0.2			
Importaciones	0.01	0.063								
Suma	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1



Tabla 8 Valores de pedigrí de inputs del modelo trófico del área de estudio año 1995. Clave: B= Biomasa, P/B= Producción/Biomasa, Q/B= Consumo/Biomasa, DC= Composición de la dieta, Y= Desembarque.

Grupo funcional	B	P/B	Q/B	DC	Y
1 Lobo marino	0.4	0.6	0.6	0	
2 Aves marinas	0	0.2	0.2	0	
3 Ballenas	0	0.2	0.2	0	
4 Delfines	0	0.2	0.2	0	
5 Tiburones	0	0.2	0.2	0	
6 Jibia	0.7	0.2	0.6	0.2	
7 Dorado	0.7	0.8	0.2	1	0.5
8 Marlín	0	0.2	0.2	0.7	
9 Atún	0	0.2	0	0	0.5
10 Pargo	0	0.5	0.5	1	0.5
11 Merluza	0.4	0.5	0.5	0.7	
12 Peces misceláneos	0	0.2	0.2	0	
13 Botella	1	0.5	0.5	0	
14 Corbata-Trompeta	1	0.5	0.5	0.2	
15 Macarela	1	0.5	0.5	0.7	0.5
16 Mesopelágicos	0	0.5	0.2	0	
17 Sardina redonda	1	0.5	0.5	1	0.5
18 Chuhueco	1	0.5	0.2	0.5	0.5
19 Pinchagua	1	0.5	0.5	1	0.5
20 Picudillo	1	0.5	0.5	0.2	
21 Zooplancton	0	0.2	0.2	0.2	
22 Fitoplancton	0	0.2			



4.4 Escenarios de simulación Ecosim

En primer lugar, se simuló mediante Ecosim el escenario base con el que se compararon los cambios futuros en la biomasa de cada grupo funcional. Este escenario correspondió a proyectar el modelo Ecosim en el tiempo, a partir del año 2018, sin mortalidad por pesca ($F=0$) sobre los stocks de pelágicos pequeños. La simulación se detuvo cuando el sistema alcanzó el equilibrio (momento del tiempo donde la biomasa de cada i se estabilizó en un valor de largo plazo). Con este procedimiento se buscó tener una aproximación de la biomasa de cada grupo i que existiría en el ecosistema si los pelágicos pequeños que son objetivo de la pesquería no estuvieran sometidos a explotación. Estos valores de biomasa se denominaron B_0 .

A partir del momento en que se alcanzó el equilibrio de largo plazo para cada grupo i del modelo, se simularon escenarios donde se aplicó individualmente a cada stock de PPP la mortalidad por pesca objetivo (F_{obj}) (estrategia de explotación monoespecífica). El objetivo de estas simulaciones fue evaluar la sensibilidad del ecosistema a la explotación de cada stock de PPP. Se simuló también un escenario en que se aplicó simultáneamente F_{obj} en todos los stocks (estrategia de explotación multiespecífica). El objetivo de esta simulación fue evaluar el impacto conjunto de la explotación de PPP en el ecosistema. Cada uno de los escenarios de pesca tuvo una duración de 25 años, lo que se asocia al tiempo generacional del grupo funcional más longevo en el modelo. Los impactos en el ecosistema se midieron como los cambios de biomasa de cada grupo i respecto de B_0 , los que se registraron a los 5, 10 y 25 años de simulación.

Considerando que EwE calcula las mortalidades por pesca como la fracción en peso entre captura y biomasa, mientras que la mortalidad por pesca de la evaluación de stock se calcula en términos de abundancia (Canales y Jurado, 2021), nosotros utilizamos regresiones lineales (Figura 2) entre F basado en captura (variable respuesta) y F basado en abundancia (variable predictora) para aproximarnos a los F_{obj} estimados en las evaluaciones de stock. Los detalles de este enfoque se pueden ver en Buchheister et al. (2017).

Para evaluar los impactos ecológicos de cada escenario simulado, se consideró como cambio negativo la disminución de la biomasa de los predadores de PPP así como otros grupos funcionales en 25% (límite duro) y 50% (límite blando) respecto de B_0 . Además, se contabilizó cuántos grupos excedían ambos límites en cada simulación.



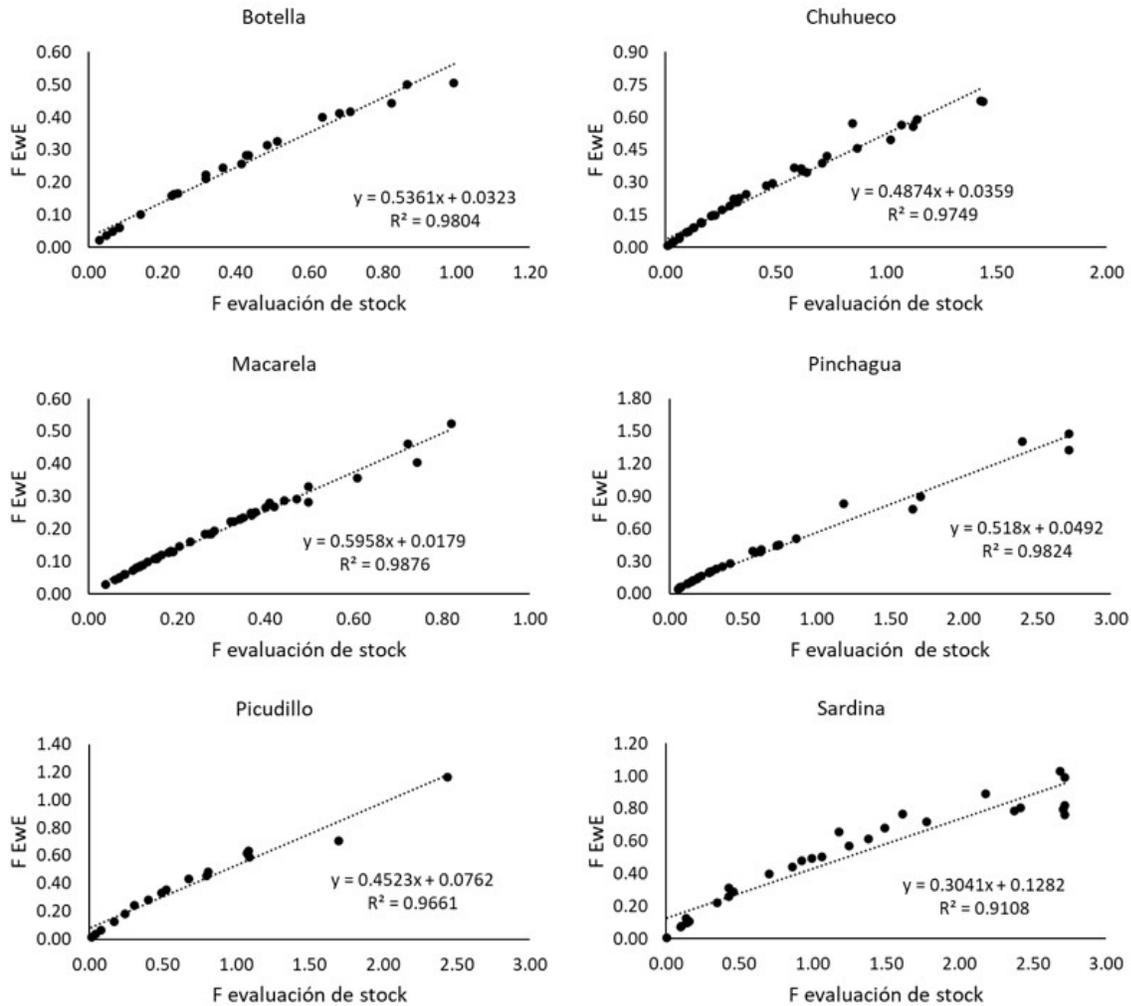


Figura 2 Relación entre la mortalidad por pesca en el modelo ecotrófico del ecosistema marino de Ecuador (F_{EWE}) y la mortalidad por pesca de la evaluación de stock de una sola especie ($F_{\text{evaluación de stock}}$; Canales y Jurado, 2021) para los stocks de peces pelágicos pequeños de Ecuador. Se incluyen las regresiones lineales (líneas punteadas), las ecuaciones y valores del coeficiente de determinación (R^2) como medida de bondad de ajuste.



5. Resultados

El modelo construido para la trama trófica en que intervienen los peces pelágicos en el ecosistema marino de Ecuador tuvo un índice de pedigrí de 0.344, lo que indica que el modelo se sustenta en alrededor de 34% de datos propios del ecosistema modelado. El diagrama de flujos tróficos entre los grupos funcionales considerados en el modelo (Figura 3) muestra los principales flujos de masa/energía en el ecosistema y la distribución de los grupos funcionales en el sistema de acuerdo con su nivel trófico (NT), desde NT=1 para los productores primarios y detrito, hasta el nivel trófico superior donde se ubican los tiburones con NT=4.92. Los mayores flujos del sistema ocurren en la base de la trama trófica, desde el fitoplancton y zooplancton hacia los peces pelágicos con NT entre 2 y 3. Además, se observa que si no consideramos los grupos que conforman el plancton, los flujos ocurren principalmente a través de los grupos peces misceláneos, mesopelágicos y macarela Figura 4



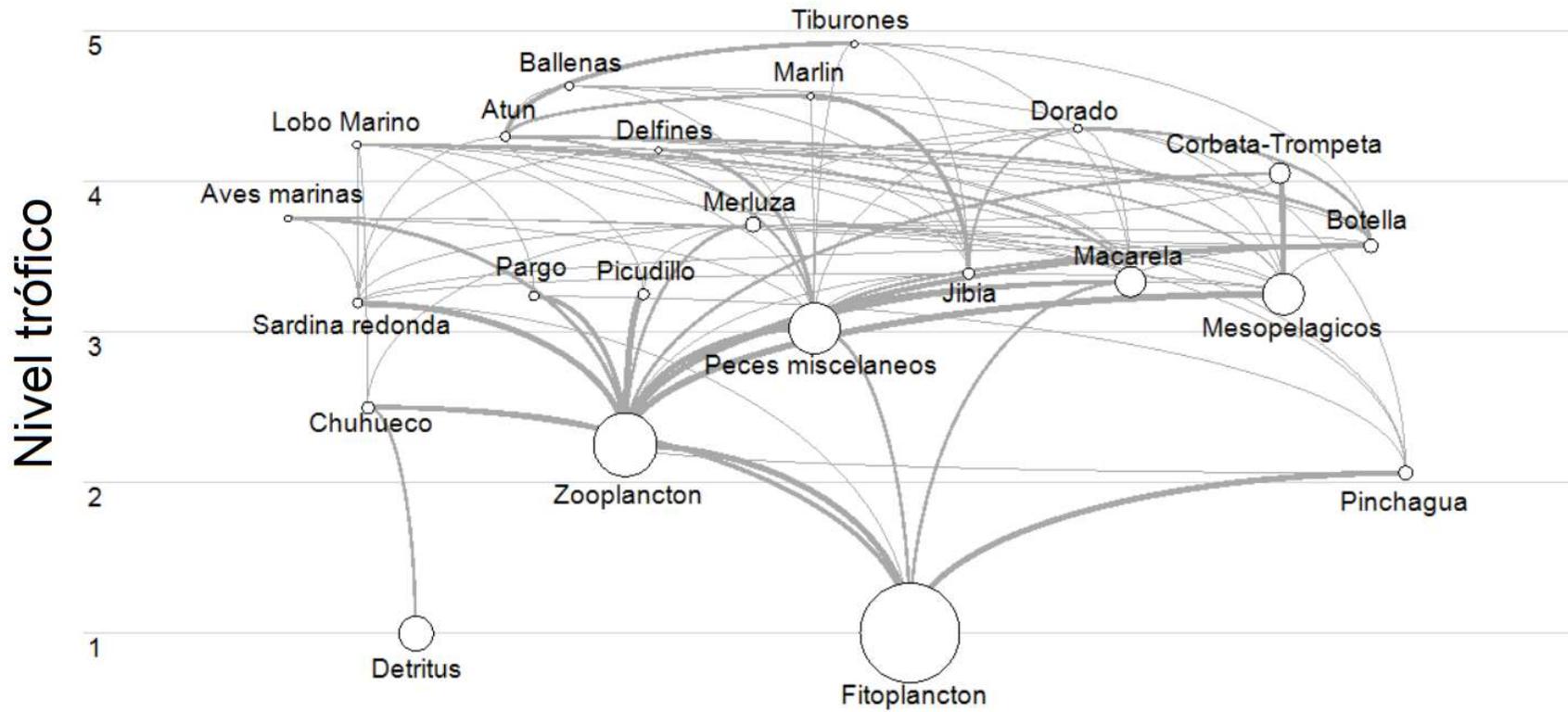


Figura 3 Diagrama de flujo de la trama trófica del ecosistema marino frente a Ecuador año 1995. El eje de las ordenadas representa el nivel trófico de cada grupo.



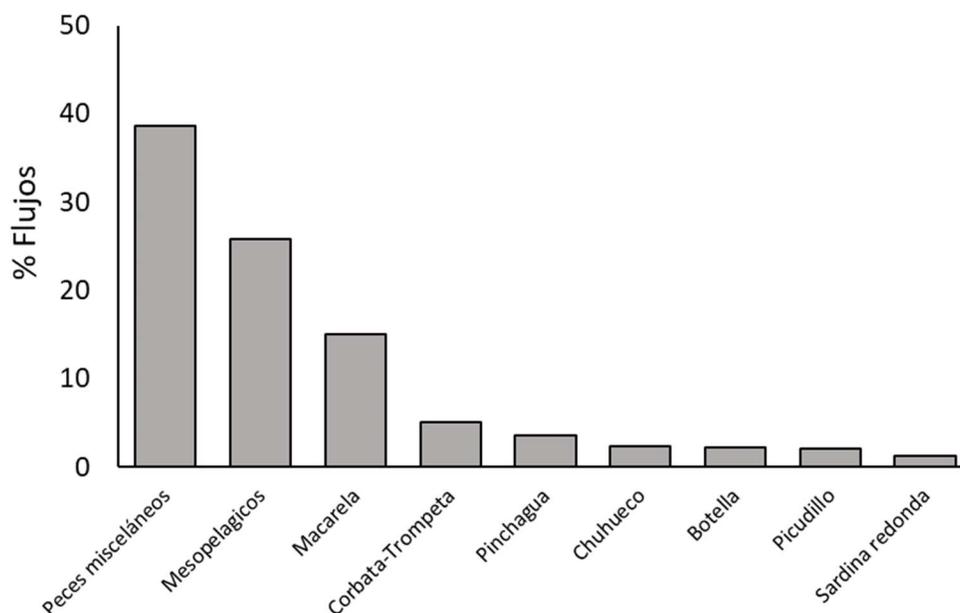


Figura 4 Porcentaje de flujos de materia/energía asociados a peces ubicados en niveles tróficos intermedios respecto de los flujos totales en el modelo que representa la trama trófica del ecosistema marino frente a Ecuador. No se considera los flujos que ocurren en el plancton.

El modelo con mejor ajuste (menor AICc) se obtuvo al incluir como forzantes la mortalidad por pesca y una anomalía de producción primaria con 8 spline points y 5 vulnerabilidades, mejorando un 66% el SS sobre el modelo de línea base (Tabla 9). En la Figura 5 se presenta modelo que mejor se ajustó a las observaciones de biomásas y desembarques de peces pelágicos pequeños. En la Figura 6 se presenta la anomalía de producción primaria estimada por Ecosim. Esta anomalía no es una observación, sino que una hipótesis que se evalúa internamente en el modelo en el proceso de ajuste. En este sentido, el software explora cambios en la producción primaria que ayuden a reducir los residuales del modelo.

Tabla 9 Comparación del modelo ajustado a los datos. Clave: K = número de parámetros, v = número de parámetros de vulnerabilidades, y PP = número de spline points para la anomalía de producción primaria.

Modelo	Descripción	K	v	PP	minSS	AIC	AICc
1	Línea base	0	0	0	413.66	82.15	82.15
2	F	0	0	0	242.11	-89.26	-89.26
3	F+v	6	6	0	168.36	-193.25	-193.05
4	F+PP	9	0	9	223.54	-96.21	-95.75
5	F+v+PP	13	5	8	142.69	-231.26	-230.24



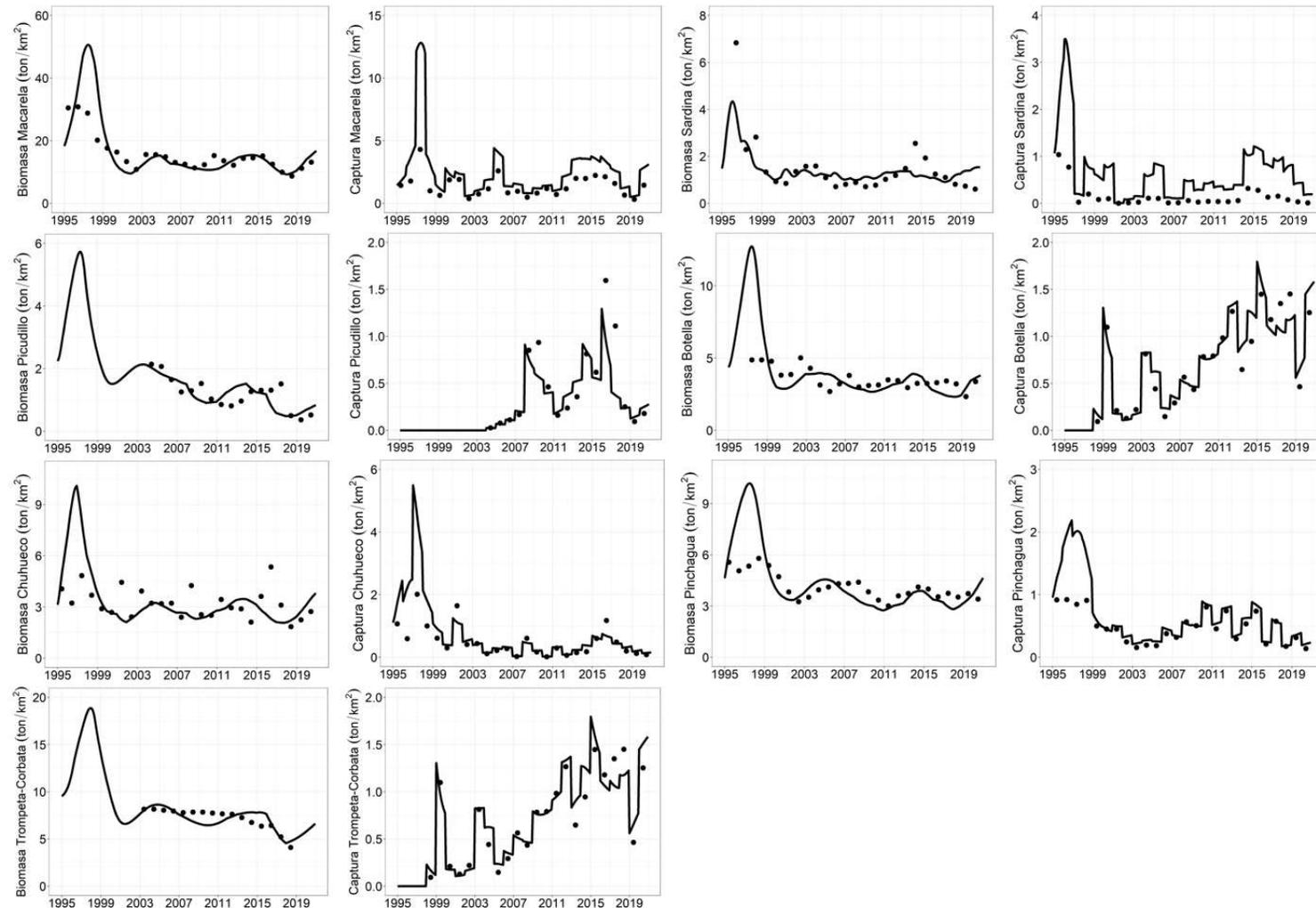


Figura 5 Ajuste modelo EwE a series de biomasa y desembarques de peces pelágicos pequeños en Ecuador utilizando como forzantes la mortalidad por pesca, la vulnerabilidad y una anomalía simulada en la producción primaria. Los puntos representan datos observados y las líneas continuas las predicciones de Ecosim.



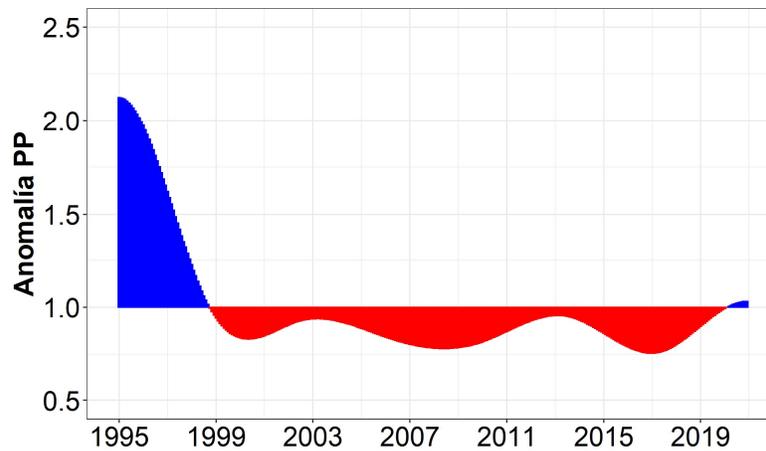


Figura 6 Anomalía de producción primaria estimada por Ecosim entre los años 1995 y 2018 para el modelo que representa la trama trófica del ecosistema marino de Ecuador.

En general, no se observó efectos importantes en el ecosistema derivados de la explotación individual de PPP. Como se puede observar en la Figura 7, ninguna de las simulaciones con estrategia de explotación mono-específica generó en cambios en la biomasa grupos funcionales más allá del umbral de cambio de 50% (Figura 7). Los mayores efectos en el resto de los grupos del ecosistema resultaron de la explotación de macarela, botella y el grupo corbata-trompeta, aunque ningún grupo disminuyó su biomasa más de 25%, excepto pinchagua y corbata-trompeta ante su propia explotación. Por otro lado, se observó mayores efectos al simular una estrategia de explotación donde se aplicó simultáneamente F_{obj} en todos los stocks de pelágicos pequeños. En este caso, los grupos cuya biomasa se redujo, además de los propios stocks, fueron lobo marino, dorado, pargo y merluza, mientras que la biomasa de marlín, jibia y otro pelágicos pequeños se incrementó (Figura 8). Sin embargo, ninguno de los cambios en biomasa superó el umbral del 50%.



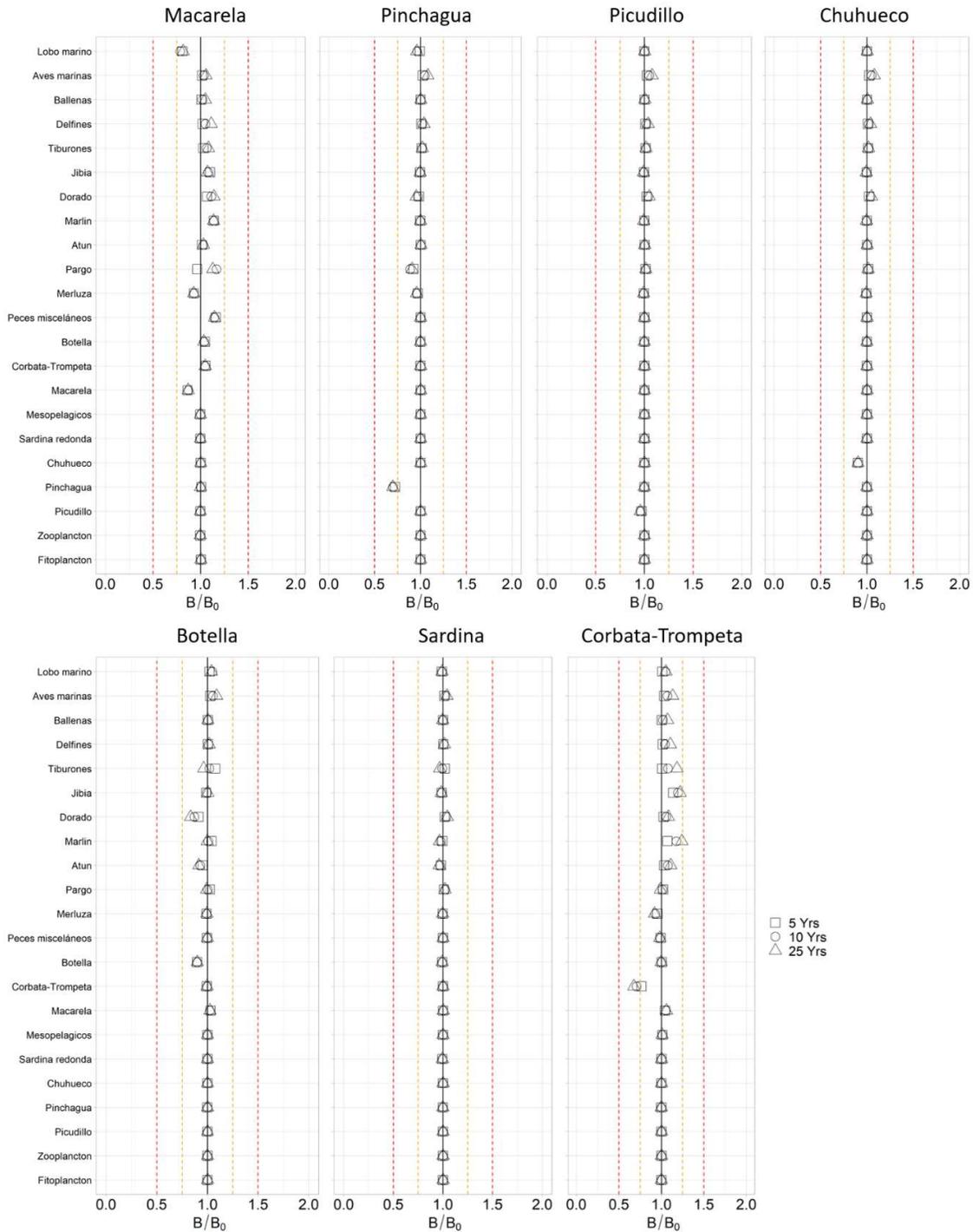


Figura 7 Cambios en la biomasa de los grupos funcionales al aplicar la mortalidad por pesca objetivo (F_{obj}) individualmente en cada stock de peces pelágicos. Clave: Cuadrado, círculo y triángulo indican 5, 10 y 25 años de simulación; Líneas amarillas = cambio de $\pm 25\%$; Líneas rojas = cambio de $\pm 50\%$; B_0 =biomasa no explotada.



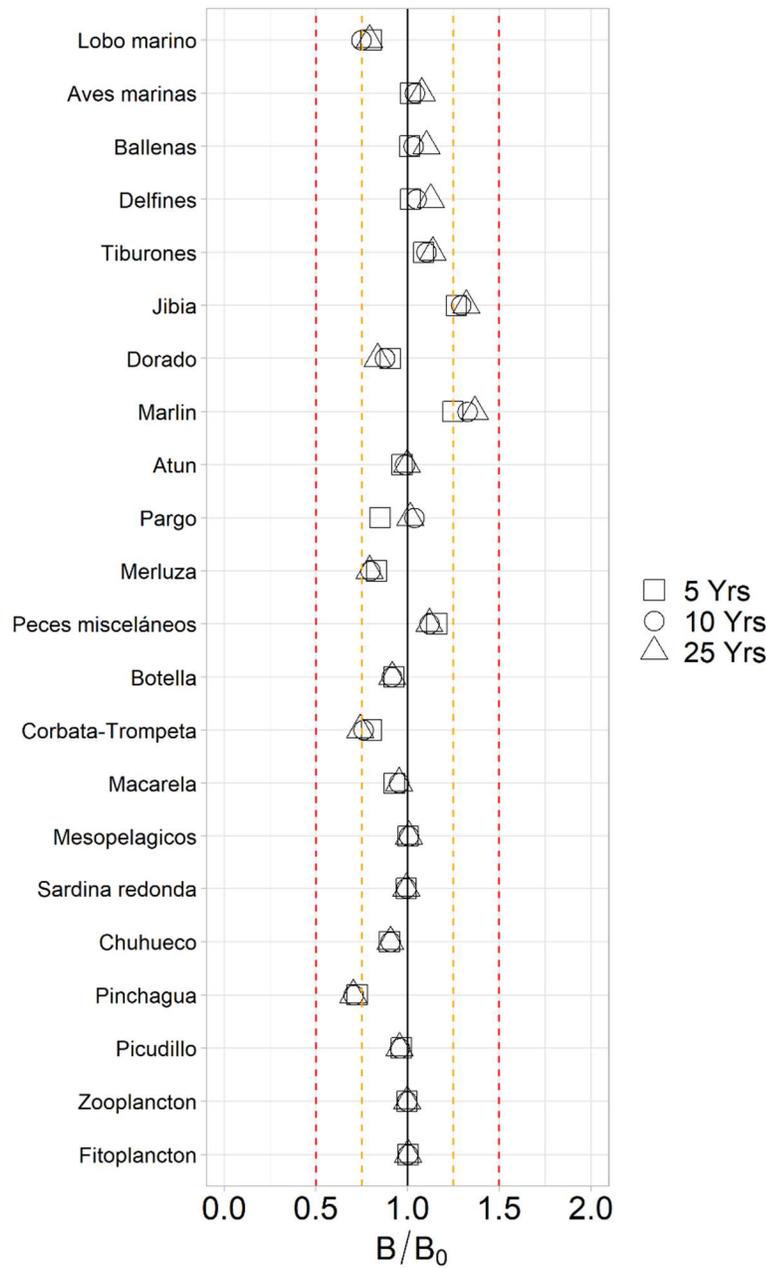


Figura 8 Cambios relativos en la biomasa de los grupos funcionales al simular mediante Ecosim la mortalidad por pesca objetivo (F_{obj}) en todos los stocks de pelágicos pequeños simultáneamente. Clave: Cuadrado, círculo y triángulo indican 5, 10 y 25 años de simulación; Líneas amarillas = cambio de $\pm 25\%$; Líneas rojas = cambio de $\pm 50\%$; B_0 =biomasa no explotada.



6. Discusión

En este estudio se construyó un modelo de trama trófica mediante el software Ecopath with Ecosim (EwE) para cuantificar las interacciones tróficas principales en las que intervienen las especies que sustentan la pesquería de peces pelágicos pequeños de Ecuador y los potenciales impactos ecológicos de la explotación de estas especies. Los resultados indicaron que no todas las especies que sustentan la pesquería serían especies de nivel trófico bajo (sus niveles tróficos variaron entre $NT=2$ para pichagua y $NT=4$ corbata-trompeta) y tampoco serían presas claves para los principales depredadores del sistema (Figura 3; Tabla 6 y Tabla 7). En términos de la dinámica de las especies objetivo de la pesquería, se observó que los cambios en su biomasa fueron explicados por la mortalidad por pesca (F), pero también por interacciones tróficas a través de la vulnerabilidad a la depredación, y potenciales cambios en la productividad primaria del sistema en los últimos 25 años. Las simulaciones dinámicas indicaron que aplicar la mortalidad por pesca objetivo (F_{objetivo}) de cada especie objetivo (tanto en forma individual como colectiva) no afectó negativamente (disminución por debajo de un valor límite de 25%) la biomasa de sus depredadores (Figura 7 y Figura 8).

Estos resultados pueden estar afectados por la incertidumbre en los datos de entrada para construir el modelo ecotrófico. En este sentido, se calculó que 34% de la data de entrada al modelo se obtuvo mediante métodos de alta precisión cuantificó (análisis de "pedigree"). Por lo tanto, se recomienda que estudios futuros apunten a mejorar información de abundancias (biomasas), tasas de producción y consumo, y dietas de los grupos funcionales del ecosistema, especialmente aquellos que interactúan más estrechamente con las especies objetivo de la pesquería de cerco. Por ejemplo, la información de entrada para grupos predadores de nivel trófico alto como lobo marino, aves marinas, ballenas, y delfines es escasa en el ecosistema modelado (Tabla 8). Los resultados indicaron que los depredadores del sistema no dependerían en forma importante de las especies objetivo de la pesquería de cerco, sino que de peces misceláneos y mesopelágicos. Sin embargo, la información de entrada para estos dos grupos funcionales es también de bajo pedigrí (Tabla 8).

Otra fuente de incertidumbre corresponde a aquella relacionada con la estructura del modelo, en términos de los grupos/especies consideradas y sus interacciones. En este sentido, la estructura del modelo fue concebida a partir de una revisión bibliográfica y luego acordada con la contraparte técnica en un taller. Sin embargo, la estructura e interacciones también están influidas por el conocimiento actual sobre el sistema (especialmente las dietas) y sería necesario revisarla a medida que nueva y mejor información ecológica se haga disponible.

El ajuste del modelo Ecosim a series de tiempo indicó que los cambios en la biomasa de las especies objetivo de la pesquería de cerco estarían explicados no sólo por la mortalidad por pesca (F), sino también por otros forzantes como interacciones tróficas a través de la vulnerabilidad a la depredación, y potenciales cambios en la productividad primaria del sistema en los últimos 25 años. Estos resultados están de acuerdo a lo indicado en estudios similares (Mackinson et al., 2008;



Shannon et al., 2008; Neira et al., 2014). Sin embargo, el número y extensión de las series de tiempo disponibles puede afectar el aporte relativo de cada factor forzante. Por otro lado, el ajuste del modelo podría beneficiarse al incluir forzantes ambientales observados tales como series de producción primaria o temperatura superficial del mar.

Las simulaciones aplicando la mortalidad por pesca objetivo (F_{obj}) de las especies que sustentan la pesquería de cerco no indicaron efectos ecológicos negativos importantes en los demás grupos del ecosistema. En este sentido se observó que ningún predador de las especies objetivo disminuyó su biomasa por debajo del límite duro establecido en 25% (Figura 7 y Figura 8). Por lo tanto, los niveles de mortalidad por pesca aplicados en PPP no comprometerían la provisión de biomasa para sustentar a sus predadores y mantener la estructura del ecosistema, a diferencia de lo que sí sucedería en sistemas como Australia, California, Perú, Sudáfrica y Mar del Norte (Smith et al., 2011). Es necesario reiterar que estos resultados están afectados por las limitaciones ya indicadas en la base de datos para construir el modelo Ecopath, así como los resultados del ajuste del modelo a series de tiempo. Además, es necesario indicar que las mortalidades por pesca en EwE se calculan como la razón en peso entre captura y biomasa, mientras que la mortalidad por pesca de la evaluación de stock se calcula en términos de abundancia (Canales y Jurado, 2021). Nosotros utilizamos regresiones lineales (Figura 2) entre F basado en captura (variable respuesta) y F basado en abundancia (variable predictora) para aproximarnos a los F_{obj} estimados en las evaluaciones de stock (Buchheister et al., 2017). Si bien las regresiones arrojaron buenos ajustes ($R^2 > 0.9$), es posible que la mortalidad por pesca que se ingresó a EwE esté subestimada y por lo tanto se recomienda que estos resultados se analicen en forma precautoria.



7. Conclusión

Los resultados obtenidos permiten concluir que:

- I. Las especies objetivo que componen pesquería de pelágicos pequeños con red de cerco en el ecosistema marino de Ecuador no serían todas de nivel trófico bajo y no serían las presas principales de los predadores tope.
- II. La aplicación de la mortalidad por pesca objetivo en las especies que componen pesquería de pelágicos pequeños con red de cerco en el ecosistema marino de Ecuador no tendrían efectos ecológicos negativos importantes en su trama trófica, especialmente sobre la biomasa de depredadores de niveles tróficos intermedios y altos.
- III. Las especies objetivo que componen pesquería de pelágicos pequeños con red de cerco en el ecosistema marino de Ecuador no jugarían un rol ecológico de especies clave de nivel trófico bajo.



8. Referencias bibliográficas

- Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, 19(6), 716-723. doi: 10.1109/tac.1974.1100705
- Alegre A. 2011. Relaciones ontogénicas y espacio-temporales en la dieta del calamar gigante (*Dosidicus gigas*) en Perú, utilizando un Modelo Aditivo Generalizado. Tesis para obtener el grado de Magister en Ciencias. Escuela de Postgrado. Maestría en Estadística Aplicada. Universidad Nacional Agraria La Molina. 100pp
- Alexander, K., Heymans, J., Magill, S., Tomczak, M., Holmes, S., & Wilding, T. (2015). Investigating the recent decline in gadoid stocks in the west of Scotland shelf ecosystem using a foodweb model. *ICES Journal of Marine Science*, 72(2), 436-449. doi: 10.1093/icesjms/fsu149
- Allen, K.R. (1971). Relation between production and biomass. *J. Fish. Res. Board Can.* 28, 1573–1581.
- Arancibia, H., Barros M., Neira S., Markaida U., Yamashiro C., Icochea C., Cubillos L., Ibáñez C., León R., Pedraza M., Acuña E., Cortés A. & Kesternich, V. 2007. Análisis del impacto de la jibia en las pesquerías chilenas de peces demersales. Universidad de Concepción / Universidad Católica del Norte, Pre-Informe Final Proyecto FIP 2005-38: 296 pp.
- Bayliff, William H. 1963. The food and feeding habits of the anchoveta, *Cetengraulis mysticetus*, in the Gulf of Panama. Inter-American Tropical Tuna Commission Bulletin 7(6): 397-459
- Bowman, R. (2000). Food of northwest Atlantic fishes and two common species of squid. NOAA technical memorandum NMFS-NE, 155 pp.
- Buchheister, A., Miller, T. & Houde, E. (2017) Evaluating Ecosystem-Based Reference Points for Atlantic Menhaden, Marine and Coastal Fisheries, 9:1, 457-478, DOI: 10.1080/19425120.2017.1360420
- Burnham, K. P., & Anderson, D. R. (2004). Multimodel inference - understanding AIC and BIC in model selection. *Sociological Methods & Research*, 33(2), 261-304. doi: 10.1177/0049124104268644
- Canales, C. M. & Jurado, V. (2021). Evaluación del stock de recursos pelágicos pequeños del Ecuador. Año 2021. Informe Técnico. Guayaquil, julio 2021. 123 p.
- Carrillo, M. 2016. Preferencia alimentaria de tres especies de peces marinos comerciales según su estructura dental en la provincia de Esmeraldas, Ecuador. Trabajo de titulación para la obtención del título de Bióloga Marina. Escuela de Biología Aplicada. Universidad Internacional del Ecuador



Christensen, V., & Pauly, D. (1992). ECOPATH-II - A software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling*, 61(3-4), 169-185. doi: 10.1016/0304-3800(92)90016-8

Christensen, V., & Walters, C. J. (2004). Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling*, 172(2), 109-139. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.09.003>

Christensen, V., Walters, C., Pauly, D., & Forrest, R. (2008). Ecopath with ecosim version 6. *Lenfest Ocean Futures Project*, 1-235. *Ecological Modelling*, 209, 342-350.

Froese, R. and Pauly, D. Editors. 2022. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, versión (06/2022).

Funtowicz, S.O. & Ravetz, J.R., 1990. Uncertainty and Quality in Science for Policy. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

Herrera, M., F. Félix y R. Zambrano. (2021). Mamíferos marinos en pesquerías ecuatorianas. Reporte Técnico, Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca. Guayaquil- Ecuador. Octubre, 17 pp.

Heymans, J. J., Coll, M., Link, J. S., Mackinson, S., Steenbeek, J., Walters, C., & Christensen, V. (2016). Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management. *Ecological Modelling*, 331, 173-184. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2015.12.007

Jarre-Teichmann, A., & Pauly, D. (1993). Seasonal changes in the Peruvian upwelling ecosystem. *Trophic models of aquatic ecosystems*, 26, 307-314.

Mackinson, S. (2014). Combined analyses reveal environmentally driven changes in the North Sea ecosystem and raise questions regarding what makes an ecosystem model's performance credible? *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 71(1), 31-46. doi: 10.1139/cjfas-2013-0173

Mackinson, S., Daskalov, G., Heymans, J. J., Neira, S., Arancibia, H., Zetina-Rejon, M., Jiang, H., Cheng, H. Q., Coll, M., Arreguin-Sanchez, F., Keeble, K., & Shannon, L. (2009). Which forcing factors fit? Using ecosystem models to investigate the relative influence of fishing and changes in primary productivity on the dynamics of marine ecosystems. *Ecological Modelling*, 220(21), 2972-2987. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2008.10.021.

Martínez, J. (2020). Hábitos alimenticios de *Scomber japonicus* en el golfo de Guayaquil. Tesis. Facultad de Ciencias Naturales. Universidad de Guayaquil

Morales-Bojórquez, E. & Pacheco-Bedoya, J. (2017) A mantle length structured stock assessment model for the jumbo squid, *Dosidicus gigas*, fishery of the Ecuadorian Pacific: a limited data approach, *Marine Biology Research*, 13:4, 417-428,



Neira S., Moloney C., Cury P., Christensen V., Arancibia H. (2014). Analyzing changes in the southern Humboldt ecosystem for the period 1970-2004 by means of dynamic food web modeling. *Ecological Modelling*, 274: 41-49.

Neira S., Alarcón R., Arriagada A., Cubillos L., Arancibia H. & Barros M. (2022). Informe Pre-Final Corregido Proyecto FIPA 2019-17 Asesoría para la revisión de PBRs y consideraciones ecosistémicas asociados a pesquerías pelágicas. Universidad de Concepción, 288 pp. + Anexos.

NOAA. (2019). Niño 1+2 SST Index. ESRL Physical Sciences Laboratory. http://psl.noaa.gov/gcos_wgsp/Timeseries/Nino12/index.html

Olson, R. & Watters, G. (2003). A model of the pelagic ecosystem in the eastern tropical Pacific Ocean. *Inter-American Tropical Tuna Commission, Bulletin*. 22, 133-218.

Pauly, D., Christensen, V., & Walters, C. (2000). Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *Ices Journal of Marine Science*, 57(3), 697-706. doi: 10.1006/jmsc.2000.0726

Plagányi, É.E. 2007. Models for an ecosystem approach to fisheries. FAO Fisheries Technical Paper. No. 477. Rome, FAO. 108p.

Polovina, J., & Ow, M. (1985). An approach to estimating an ecosystem box model. *Fishery Bulletin*, 83(3), 457-460.

Prado, M., Cajas, J. & Paz, M. (2014). Espectro trófico y variación alimentaria de *Opisthonema* spp. en la costa ecuatoriana. Instituto Nacional de Pesca 20 pp.

Revelo, W. 1995. Distribución y abundancia de los recursos demersales en la plataforma continental del Ecuador durante octubre de 1995. *Boletín científico y técnico, INP (Ecuador)*, 14(2): 1-39

Roa-Ureta, R., Román, G., Marín, P., Guevara, I., Norza, A., Elías, E. & Peralta, M. 2021. Stock Assessment of the dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the South-East Pacific Ocean. 30 pp.

Scott, E., Serpetti, N., Steenbeek, J., & Heymans, J. J. (2016). A Stepwise Fitting Procedure for automated fitting of Ecopath with Ecosim models. *SoftwareX*, 5, 25-30. doi: <https://doi.org/10.1016/j.softx.2016.02.002>

Shannon, L.J., S. Neira, M. Taylor. 2008. Comparing internal and external drivers in the southern Benguela and the Humboldt Upwelling ecosystems. *African Journal of Marine Science*, 30: 63-84.

Smith, A. D., Brown, C. J., Bulman, C. M., Fulton, E. A., Johnson, P., Kaplan, I. C., Lozano-Montes, H., et al. 2011. Impacts of fishing low-trophic level species on marine ecosystems. *Science*, 333: 1147 - 1150.

Tomczak, M. T., Niiranen, S., Hjerne, O., & Blenckner, T. (2012). Ecosystem flow dynamics in the Baltic Proper-Using a multi-trophic dataset as a basis for food-web modelling. *Ecological Modelling*, 230, 123-147. doi: 10.1016/j.ecolmodel.2011.12.014



Varela, J. L., Lucas-Pilozo, C. R., & González-Duarte, M. M. (2016). Diet of common dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the Pacific coast of Ecuador. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 97(01), 207–213. doi:10.1017/s0025315416000175

Vélez, S. (2020). Determinación de la ecología trófica de la Merluza (*Merluccius gayi*), en desembarques de puerto pesquero de Anconcito, Santa Elena, Ecuador. La Libertad. UPSE, Matriz. Facultad de Ciencias del Mar.

Walters, C. & Christensen, V. (2007). Adding realism to foraging arena predictions of trophic flow rates in Ecosim ecosystem models: Shared foraging arenas and bout feeding.

Walters, C., Christensen, V., & Pauly, D. (1997). Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 7(2), 139-172. doi: 10.1023/a:1018479526149

Walters, C., Pauly, D., Christensen, V., & Kitchell, J. F. (2000). Representing density dependent consequences of life history strategies in aquatic ecosystems: EcoSim II. *Ecosystems*, 3(1), 70-83. doi: 10.1007/s100210000011

