

Modelación del rol ecológico de la merluza
(*Merluccius productus*) en el sistema demersal del
golfo de California, México

María Verónica Morales Zárate

La Paz, B.C.S noviembre de 2024

Alcance

El presente informe corresponde al documento técnico derivado de una consultoría hecha por personal de *Environmental Defense Fund* de México (EDF de México) para ampliar el conocimiento sobre el rol ecológico de la merluza en el ecosistema del golfo de California. Para ello EDF de México proporcionó información relevante generada durante los últimos diez años de trabajo en esta pesquería en la zona en cuestión solicitando los siguientes productos:

1. Un informe técnico (este documento) que incluya información sobre los siguientes aspectos:
 - A. Con base en el nivel trófico de la merluza en el golfo de California estimar el impacto de la remoción de merluza (por la unidad de evaluación) en el ecosistema demersal del golfo de California.
 - B. Posibles impactos en el ecosistema debido a la pesquería de merluza, identificando los componentes del ecosistema y especies con las que interactúa el arte de pesca que incluya:
 - El impacto ecológico potencial de varios escenarios de pesca aplicada a la población de merluza en el golfo de California.
 - Elementos clave en el ecosistema que interactúan en la pesquería de merluza del golfo de California.
 - Impactos potenciales de la pesquería de merluza en el golfo de California sobre especies sensibles del ecosistema.
2. Una base de datos con referencias de artículos científicos e información relativa a los impactos ecológicos de pesquerías similares a nivel global.

El tiempo para elaborar el trabajo fue de dos meses como se señaló en el contrato del servicio y la entrega de este informe junto con la base de datos indicada en el punto 2 determinan la finalización del contrato en mención.

Contenido

Alcance	2
Contenido	3
Índice de Tablas	4
Índice de Figuras	4
Introducción	6
Área de estudio	7
Métodos	9
Selección de grupos funcionales	9
Modelo Ecopath	9
Balanceo, calibración y validación del modelo	11
Caracterización trófica del sistema	12
Niveles tróficos para los grupos funcionales	12
Índice de omnivoría	12
Interacciones tróficas	13
Especies clave (<i>Keystoneness</i>)	13
Indicadores del sistema	14
Modelo Ecosim	14
Escenarios de pesca	15
Resultados	18
Grupos Funcionales	18
Modelo Ecopath	19
Caracterización trófica del sistema	19
Índice de omnivoría (IO)	20
Interacciones tróficas	21
Indicadores del sistema	27
Simulaciones temporales con el modelo Ecosim	29
Validación del modelo	29
Escenarios de pesca	31
Reflexiones finales	34
Referencias bibliográficas	35

Índice de Tablas

Tabla 1 Fuentes de información de entrada para el modelo Ecopath incluyendo la matriz depredador-presa (dieta). Se señala con un * cuando se empleó información de campo. 11	
Tabla 2 Número de embarcaciones por temporada de pesca de merluza en la porción norte del golfo de California empleados como indicador de esfuerzo pesquero (F). Se muestra también la serie estandarizada (F_e) al máximo de permisos vigentes actuales (80). Serie proporcionada por personal de EDF México. 16	
Tabla 3 Valores de Esfuerzo estandarizado (F_e) empleados para los escenarios de pesca simulados en Ecosim 16	
Tabla 4 Componentes que integran los Grupos Funcionales considerados en el modelo .. 18	
Tabla 5 Valores de salida del modelo balanceado. Se marcan con negritas los valores calculados por el programa EwE y con fondo gris se resaltan los valores para los dos GF de merluza considerados en este trabajo 21	
Tabla 6 Índices tróficos del sistema por GF. Se resaltan con fondo gris los valores para los dos GF de merluza considerados..... 22	
Tabla 7 Atributos tróficos del ecosistema simulado y su comparación con valores promedio de trabajos previos en la zona norte del golfo de California (NGC)..... 28	

Índice de Figuras

Figura 1 Representación ilustrativa del área de estudio..... 8	
Figura 2 Diagramas de flujos tróficos para el modelo del sistema demersal del golfo de California. Los círculos representan los nodos de la red, corresponden a cada GF y su tamaño es proporcional a la biomasa. El eje vertical representa el NT..... 23	
Figura 3 Diagramas de flujos tróficos para los GF de merluza adultos (panel superior) y para el GF merluza juveniles (panel inferior). Las líneas señalan flujos por depredación (líneas rojas) y por alimentación (líneas verdes). 24	
Figura 4 Índice de sobrelapamiento de nicho trófico. Se encierran en azul los sobrelapamientos del GF de merluza adultos. Los números corresponden a los números secuenciales de cada GF. 25	
Figura 5 Impactos relativos totales de los GF considerados en el modelo del sistema demersal de la parte norte del golfo de California. Las flechas azules señalan los impactos que la flota merlucera genera sobre los grupos merluza adultos y merluza juveniles..... 26	
Figura 6 Índice de especies clave (Keyston index) sobre la propuesta de Libralato et al., 2006. Los números en los círculos corresponden a los números secuenciales de cada GF. Merluza adultos y Merluza juveniles se señalan con una flecha negra y gris claro respectivamente..... 27	
Figura 7 Serie de tiempo para el periodo 2000-2022 empleada para la validación de las simulaciones temporales en el modelo Ecosim para el sistema demersal del norte del golfo de California. 30	

Figura 8 Regresiones lineales par las series observadas y simuladas considerando la diferencia en los periodos analizados.	30
Figura 9 Serie de tiempo acotada para el periodo 2004-2022 empleada para la validación de las simulaciones temporales en el modelo Ecosim para el sistema demersal del norte del golfo de California.	31
Figura 10 Gráficos de los escenarios de pesca a 10 años. Los círculos grises sin contorno señalan los valores promedio al corte de cinco años, mientras que los círculos con contorno indican los valores promedio de los últimos cinco años de la simulación.	32
Figura 11 Panel izquierdo: Tasas de decaimiento en las capturas para los escenarios simulados. Del lado derecho se muestran las constantes para cada ecuación y los porcentajes de biomasa residual por escenario de simulación.	33

Introducción

Los ecosistemas cuentan con diversos mecanismos para amortiguar el efecto de las perturbaciones externas que les permiten hacer frente a la variabilidad tanto de origen ambiental como de origen antropogénico. Entre ellos, la flexibilidad trófica y el acoplamiento entre ambientes meso - pelágico o bento - pelágico garantizan la resiliencia de la estructura trófica del ecosistema al permitir la alternancia entre la variedad de recursos alimenticios. La caracterización de estos mecanismos, que operan en cada conexión trófica, requiere un conocimiento muy extenso del ecosistema y de la configuración de su red trófica.

Una alternativa para abordar el estudio de dichos mecanismos es la implementación de modelos ecológicos que incluyan las principales interacciones entre sus componentes y dado que existen evidencias suficientes de que las interdependencias tróficas permiten explicar ciertas variaciones en los rendimientos de algunos recursos pesqueros a través de los cambios en las biomásas tanto de las presas como de los depredadores naturales del recurso, una buena opción para representar las relaciones entre los componentes de un sistema es precisamente mediante sus relaciones tróficas, lo cual se puede lograr mediante modelos balanceados de flujos de biomasa (Christensen, 1996; Botsford *et al.*, 1997). Este enfoque además representa, una herramienta que permite optimizar los beneficios que se pueden obtener del sistema desarrollando estrategias de manejo mediante la simulación de perturbaciones, tanto naturales como de origen antropogénico (por ejemplo, sobre explotación).

En esta propuesta se investigaron parte de estas regulaciones tróficas a distintos niveles de organización en la porción demersal del golfo de California (GC) que es un ecosistema con alta heterogeneidad de hábitats, pronunciada variabilidad ambiental y presión por pesca comercial de distintos recursos, con especial énfasis en el recurso pesquero merluza y su rol dentro del sistema simulado usando para ello un modelo balanceado de biomásas tipo Ecopath con Ecosim (EwE; Christensen y Steenbeek, 2024).

Área de estudio

Para el presente informe se consideró como zona de estudio la porción norte del GC en donde se pesca el recurso merluza (**Figura 1**) que abarca aproximadamente 24 mil Km² entre los 29 y los 30.3 °N y siguiendo la línea de costa de los litorales de Sonora y Baja California con una separación promedio de 6 MN del límite continental. El área queda dentro de la zona conocida como norte del golfo de California (Roden, 1964) y comprende desde el norte de las grandes islas hasta la desembocadura del río Colorado. A diferencia de la plataforma continental asociada al litoral sonorense, la costa oriental de Baja California se asocia a una plataforma continental muy estrecha o casi nula que únicamente se encuentra bien desarrollada en la porción más septentrional debido al vasto aporte de sedimentos del río Colorado (Nelson *et al.*, 1980). En el área convergen las masas de agua Subsuperficial Subtropical (ASS) y Superficial Ecuatorial (ASS; Torres-Orozco 1993) y destaca la ausencia del Agua del Pacífico Intermedio Profundo y del Agua de Fondo del Pacífico (Álvarez-Borrego, 2007) que sí se encuentran en la porción próxima en el sur, en la cuenca de Guaymas y que se mantienen hasta la boca del GC.

La zona muestra fenómenos de marea con rangos >3 m, por lo que la mezcla por mareas tiene una fuerte influencia en los procesos de producción primaria (Simpson *et al.* 1994), ello aunado a las fuertes corrientes de marea (de hasta 3 m s⁻¹) en los estrechos entre islas y las costas de tierra firme, generan un movimiento de ida y vuelta responsable del transporte de materiales (e.g., nutrientes, huevos y larvas) de un lugar a otro. Esta zona también sobresale por que se encuentran las mayores concentraciones superficiales de nutrientes de todo el golfo de California (Álvarez-Borrego *et al.* 1978). Con base en la distribución geográfica de restos de fitoplancton en los sedimentos superficiales, Round (1967) dividió el golfo en cuatro regiones, distinguiéndose notablemente entre ellas la Región de las Grandes Islas como zonas de mayor productividad primaria y exportadora de la misma a zonas aledañas que se mantiene a lo largo del año y obedece a condiciones locales, ya que como ha sido demostrado en diversos estudios la influencia de factores externos interanuales como el ENOS en el norte del GC es muy disminuida y no representa un forzamiento en la disminución de biomasa fitoplanctónica (Hidalgo-González y Álvarez-Borrego, 2004; Kahru *et al.*, 2004; Pérez-Arvizu *et al.*, 2013).

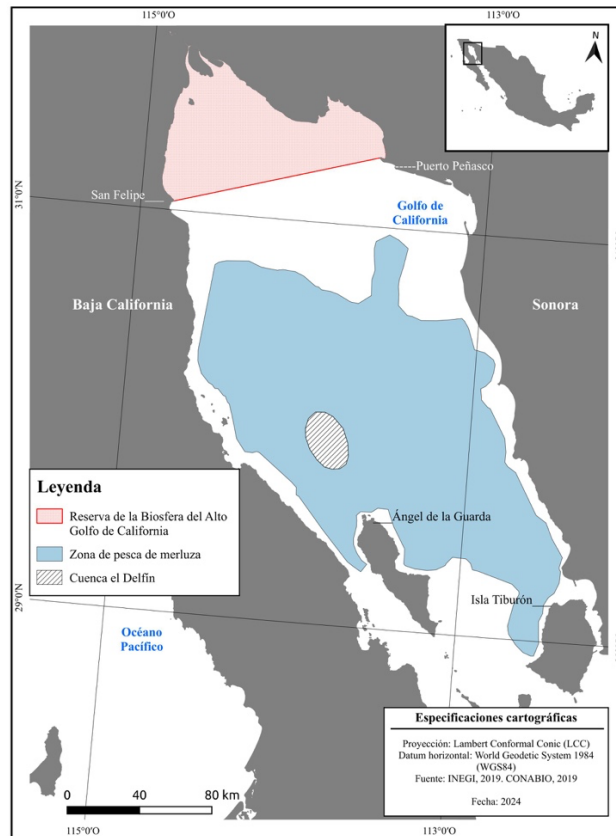


Figura 1 Representación ilustrativa del área de estudio

Finalmente es preciso señalar que en la zona norte del GC se encuentra la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado destacada por su valor biológico como hábitat de gran importancia para reproducción, desove y crianza de especies marinas en peligro de extinción como la totoaba (*Totoaba macdonaldi*), la vaquita marina (*Phocoena sinus*) y el pez pejerrey del delta (*Colpichthys hubbsi*).

Métodos

La necesidad de tomar en cuenta la estructura, función y flujos de energía del ecosistema con respecto a la sostenibilidad de los recursos acuáticos es ampliamente reconocida, por lo que el análisis de redes tróficas y las estimaciones de consumo y extracción son fundamentales para comprender las reacciones potenciales del ecosistema a los forzamientos externos, ya sean naturales (p.e. variabilidad ambiental) o inducidos (p.e. explotación comercial). En este sentido, los modelos de redes tróficas pueden ser una herramienta útil en el contexto de las estrategias de manejo ecosistémico (Christensen y Pauly, 1995; Christensen y Walters, 2024).

Para este ejercicio se utilizó el programa Ecopath con Ecosim (EwE; www.ecopath.org) que combina el análisis de balance de masa (Ecopath) en el ecosistema (biomasa y flujo) y la simulación dinámica temporal (Ecosim).

Selección de grupos funcionales

Para el presente ejercicio se seleccionaron los diferentes grupos funcionales (GF) sobre la base de las especies con similar hábitat y rol trófico, además se consideró la abundancia, la importancia como recurso y la importancia de su conservación. Por su parte, para el grupo merluza objeto de esta investigación, se consideraron explícitamente como grupos funcionales dos diferentes estadios que permiten considerar la estructura y los cambios ontogénicos en los hábitos alimenticios, para ello en el modelo se realizó siguiendo los lineamientos establecidos en Walters y Martell (2004).

La mayor parte de los GF se definió por la presencia y abundancia de las especies reportadas en la fauna de acompañamiento de la pesca de merluza en la zona para el periodo 2015-2022, particularmente con la información compartida por personal de EDF en la base de datos denominada IIF_captura_total_FAM.xlsx.

Modelo Ecopath

Ecopath consiste de un conjunto de ecuaciones lineales acopladas que representan cada uno de los grupos funcionales en el ecosistema y describen el balance entre el aumento

de biomasa por producción y las pérdidas por depredación y exportación, incluyendo la pesca. Estos procesos son representados para cada grupo funcional por la ecuación 1

$$B_i \cdot \left(\frac{P}{B}\right)_i \cdot EE_i = Y_i + \sum_{j=1}^n B_j \cdot \left(\frac{Q}{B}\right)_j \cdot DC_{ji} \quad (1)$$

en donde B_i es la biomasa del grupo funcional i en un período de tiempo dado, para $i=1 \dots n$ grupos funcionales; $(P/B)_i$ es la proporción producción/biomasa para i (i.e. Z; Allen, 1971); EE_i es la eficiencia ecotrófica (fracción de la producción usada en el sistema); Y_i es el rendimiento pesquero para i ; B_j es la biomasa del predador j ; $(Q/B)_j$ es la razón consumo/biomasa del grupo j , y DC_{ji} es la fracción de i en la dieta de j .

Dado que la ecuación 1 se considera la ecuación maestra del programa, es de esta misma que se desprenden los requerimientos de datos básicos para la parametrización del modelo Ecopath (para cada uno de los grupos funcionales): la producción (i.e. biomasa), la productividad (i.e. tasas de mortalidad), las interacciones tróficas (composición de dietas) y la fracción de cada componente que es consumida dentro del ecosistema. Adicionalmente, se para este caso se empleó información de las capturas, descartes y flota pesquera dirigida a la explotación comercial de la merluza que fue proporcionada por personal de *EDF México*.

Como la ecuación 1 supone un balance entre sus términos, en general es posible la ausencia de un valor por cada grupo funcional, el cual será estimado por el modelo. Sin embargo, en los casos en los que no se contó con algún otro dato de entrada, se utilizó un valor de EE reportado para la misma especie en otros modelos o en su defecto se supuso, considerando la definición de EE en la ecuación 1 (Tabla 1).

La matriz depredador – presa, se elaboró sobre la base de reportes de estudios de contenido estomacal para los diferentes grupos funcionales, en los casos en los que no se contó con dicha información se utilizó información de especies o grupos semejantes, o bien la dieta ya reportada (en modelos previos). En la Tabla 1 se muestran las fuentes de información para los parámetros de la ecuación 1 y para la construcción de la matriz. Es importante señalar que para la elaboración del presente modelo se consideraron dos

fuentes principales de información que se indican con los dígitos 1 y 2 en la **Tabla 1**, por lo que si se requieren más detalles se sugiere revisar las fuentes originales señaladas en las citadas referencias.

*Tabla 1 Fuentes de información de entrada para el modelo Ecopath incluyendo la matriz depredador-presa (dieta). Se señala con un * cuando se empleó información de campo.*

	GF	Biomasa t/Km ² /año	Producción / biomasa t/Km ² /año	Consumo/ biomasa t/Km ² /año	Eficiencia Ecotrófica	Dieta
1	Prod.primarios	EwE	1,2	-	-	-
2	Zooplancton	EwE	1,2	1,2	1,2	1,2
3	Mamíferos.m	1	1	1	EwE	1,2
4	Merluza.A	*	1,2	1,2	EwE	1,2
5	Merluza.J	*	1,2	1,2	EwE	1,2,3
6	Totoaba	EwE	1,2	1,2	1,2	1,2
7	Lenguas	EwE	5,6	5,6	5,6	5,6
8	Mictophidos	EwE	1,2	1,2	1,2	1,2
9	Langostilla	EwE	3,4	3,4	3,4	3,4
10	OP.bentonicos	EwE	1	1	1	1,2
11	Peces.planos	EwE	1	1	1	1
12	Pelagicos.menores	EwE	1,2,3	1,2,3	1,2	1,2
13	Rayas	EwE	1	1	1	1,2
14	Sciaenidos	EwE	1,2	1,2	1,2	1,2
15	Serranidos	EwE	1,2	1,2	1,2	1,2
16	O.P.demersales	EwE	1,2,3,5	1,2,3,5	1,2,3,5	1,2,3,5
17	Tiburones.bent	EwE	3,7	3,7	3,7	3,7
18	Calamares	EwE	1,2,3	1,2,3	1,2	1,2
19	Camarones	1,2	1,2	1,2	EwE	1,2
20	Macro.invert	EwE	1		1	1
21	Poliquetos	1,2	1	2	EwE	1,2
22	Meiobentos	EwE	3	3	3	3
23	Detritus	-	-	-	-	-

1 Morales-Zárte *et al.*, (2004); **2** Lecari-Bernier (2006); **3** Morales-Zárte *et al.*,(2021); **4** Rosas-Luis *et al.*, (2008); **5** Prado-López, (2022); **6** Alms y Wolff, (2019); **7** Elrduy y Peláez, (1996).

Balanceo, calibración y validación del modelo

Se procedió a balancear el modelo, para lo cual se tomaron como referencia los valores de EE, los cuales tienen que ser $EE < 1$, por lo que se realizó un ajuste en la matriz de dietas hasta obtener la condición deseada. La razón de modificar la matriz de dietas sobre otros valores de entrada es porque la dieta es el factor sujeto a mayor incertidumbre, no son

altamente especializadas y por la reconocida variabilidad espacio temporal en las dietas de muchos organismos marinos (Manickchand-Heileman *et al*, 1998; Lecari-Bernier 2006). La consistencia del modelo fue verificada comparando la tendencia en la relación Respiración/Biomasa que en general debe de ser mayor para organismos más activos, los valores de EE <1 y la tendencia de la razón Producción/Consumo.

Caracterización trófica del sistema

La caracterización trófica del sistema se realizó sobre la base de los atributos tróficos más importantes de los grupos funcionales. Por lo que en la siguiente sección se hace una breve descripción de los algoritmos empleados con la finalidad de facilitar su interpretación.

Niveles tróficos para los grupos funcionales

Entendiendo este término como la posición que ocupa un organismo dentro de una secuencia o cadena alimenticia, fue calculado mediante la ecuación 2:

$$TL = 1 + \sum_{ji}^n DC_{ji} * TL_j \quad (2)$$

Donde: DC_{ij} es la proporción de la presa j en la dieta del depredador i y TL_j es el nivel trófico de la presa j .

Índice de omnivoría

El índice de omnivoría (OI; Pauly *et al.*, 1993) el cual corresponde a la varianza de los niveles tróficos de las presas sobre las cuales depreda el consumidor y que describe de qué manera están distribuidas las interacciones tróficas en los distintos niveles tróficos, de tal modo que un valor cerca de cero indica que los organismos son especialistas mientras que un valor elevado indica que son generalistas. Este índice se calcula con la ecuación 3.

$$OI = \sum_{j=1}^n (TL_j - TL)^2 * DC_{ij} \quad (3)$$

Donde: n es el número de grupos funcionales; TL_j es el nivel trófico de la presa j , TL es el nivel trófico promedio de las presas y DC_{ij} es la proporción de la presa j .

Interacciones tróficas

Las interacciones tróficas se analizaron mediante la superposición o traslape del nicho trófico, el cual es calculado mediante la fórmula propuesta por Pianka (1973) y modificada posteriormente por Pauly y Christensen (1996) y que se expresa en la ecuación 4.

$$O_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^n (p_{ij} * p_{ki})}{\left[\sum_{j=1}^n (p_{ji}^2 + p_{ki}^2) / 2 \right]} \quad (4)$$

Donde: p_{ji} y p_{ki} son las proporciones del recurso i depredadas por la especie j y k respectivamente. En este caso, la fracción de la presa i es en la dieta de ambos consumidores j y k .

Los valores se encuentran entre el intervalo de 0 a 1, indicando un traslape total si el valor es 1, o que las dietas de los consumidores son completamente diferentes si el valor es cero o muy cercano a este.

Especies clave (*Keystoneness*)

El potencial para ser una especie clave (KS) dentro del sistema fue calculado con el método propuesto por Libralato *et al.*, (2006) que se estima con base en una medida del impacto trófico (ϵ_i) derivada del análisis de impactos tróficos mixtos (MTI por sus siglas en inglés *Mixed-Trophic Impact*), y una medida de biomasa (p_i). El parámetro ϵ_i representa el efecto general del grupo i en todos los demás grupos considerados en el modelo sin incluir el efecto sobre sí mismo. La ecuación se expresa como la ecuación 5.

$$KS_i = \log [\epsilon_i \times (1 - p_i)] \quad (5)$$

Indicadores del sistema

Como características generales del ecosistema, se calcularon los flujos totales de biomasa, y de estos la proporción que es utilizada en respiración, en consumo, la proporción correspondiente a pesca y la destinada a detritus; así mismo se calculó el índice de conectancia, el cual indica el número de uniones tróficas existentes con respecto al teórico total y los índices de flujo del sistema propuestos por Ulanowicz (1986): ascendencia, *overhead* y capacidad de desarrollo. La ascendencia es una medida proximal del crecimiento y desarrollo de un sistema donde el crecimiento se refiere al total de flujos existentes y el desarrollo al contenido de información del sistema. El límite superior de la ascendencia es la capacidad de desarrollo del sistema la cual mide el potencial de crecimiento por lo que se refiere a la cantidad de flujos máximos totales. La diferencia entre la ascendencia y la capacidad de desarrollo se denomina *overhead* y se emplea como una medida proximal del potencial de reserva cuando el sistema se enfrenta a perturbaciones por lo que también se ha empleado como indicador de resiliencia ecosistémica (Ulanowicz y Norden, 1990).

Modelo Ecosim

Para evaluar los efectos temporales ante distintos escenarios de presión por pesca se utilizó el modelo Ecosim (Walters *et al.*, 1997) el cual utiliza una transformación de la ecuación 1 a una forma dinámica diferencial, de esta manera los cambios de biomasa en el tiempo, quedan representados como se muestra en la ecuación 6.

$$\frac{dB_i}{dt} = f(B) - M_0 B_i - F_i B_i - \sum_{j=1}^n C_{ij}(B_i, B_j) \quad (6)$$

Donde: $f(B)$ es la producción en función de la biomasa cuando i es un grupo productor primario, pero cuando i es un consumidor, entonces se representa la biomasa del grupo i en función de su tasa de crecimiento y su consumo alimenticio (g_i = eficiencia de conversión alimenticia, ($g_i = P/Q$) de la siguiente manera (ecuación 7):

$$f(B) = g_i \sum_{j=1}^n C_{ij}(B_i, B_j) \quad (7)$$

Donde: M_0B_i = pérdidas por otras causas que no son pesca ni depredación; F_iB_i = pérdidas por pesca y $C_{ij}(B_i, B_j)$ = función que predice el consumo en función de la biomasa del depredador j sobre la presa i .

Ahora bien, en Ecosim hay tres opciones para la obtención del consumo ($C_{ij}(B_i, B_j)$), las cuales dependen del control de flujos que se suponga en el sistema es modificada cuantitativamente. Los dos extremos son: cuando la estructura del sistema se ve mayormente influenciada y/o modificada por los niveles tróficos superiores es decir los depredadores con un controlador tipo de arriba hacia abajo ("*top-down*") o bien, cuando la estructura del sistema se ve afectada principalmente por los niveles tróficos inferiores es decir de abajo hacia arriba ("*bottom-up*"). Además de estas dos opciones, el algoritmo de Ecosim permite seleccionar un control de flujos mixto y que fue el utilizado en el presente trabajo. La fórmula general para calcular el consumo es como se muestra en la ecuación 8:

$$C_{ij}(B_i, B_j) = \frac{a_{ij}m_{ij}B_iB_j}{(m_{ij} + a_{ij}B_iB_j)} \quad (8)$$

Donde: a_{ij} es la tasa instantánea de mortalidad de la presa i ocasionada por cada unidad de depredador j , y es un proximal de la vulnerabilidad de la presa por ser depredada por su consumidor; m_{ij} es el flujo máximo entre i y j .

Escenarios de pesca

Para los escenarios de presión por pesca se contó con una serie de esfuerzo pesquero (unidades de pesca) de 21 años para el periodo del 2000 al 2022 de manera continua excepto 2002. Esta serie tiene un valor mínimo de 18 embarcaciones para el año 2000 y un máximo de 82 embarcaciones en 2018; sin embargo, el número de permisos vigentes para realizar la actividad es de solamente 80 embarcaciones por lo que la serie se estandarizó al máximo permitido actualmente como se muestra en la **Tabla 2**. Estos valores estandarizados son los que se tomaron como referencia para el planteamiento de los escenarios de pesca que se muestran en la **Tabla 3**.

Tabla 2 Número de embarcaciones por temporada de pesca de merluza en la porción norte del golfo de California empleados como indicador de esfuerzo pesquero (F). Se muestra también la serie estandarizada (F_e) al máximo de permisos vigentes actuales (80). Serie proporcionada por personal de EDF México.

año	F Número de embarcaciones	F estandarizado
2000	18	0.22
2001	19	0.23
2000	sd	sd
2003	30	0.37
2004	40	0.49
2005	32	0.39
2006	42	0.52
2007	36	0.44
2008	28	0.34
2009	35	0.43
2010	34	0.42
2011	50	0.62
2012	47	0.58
2013	69	0.86
2014	72	0.90
2015	55	0.68
2016	78	0.97
2017	72	0.90
2018	82	1.03
2019	44	0.54
2020	68	0.85
2021	50	0.62
2022	53	0.66

Tabla 3 Valores de Esfuerzo estandarizado (F_e) empleados para los escenarios de pesca simulados en Ecosim

F _e	Número de embarcaciones	F _e	Número de embarcaciones
0.75	60	1.5	120
1	80	1.75	140
1.25	100	2	160

Para realizar las simulaciones se corrieron los escenarios durante un periodo de diez años con corte en la mitad del periodo. Los efectos ocasionados fueron analizados a través de los cambios de biomasa, identificando impactos significativos a los cambios de biomasa mayores del 20% de la biomasa inicial. Finalmente, sobre la base de los escenarios de pesca se estimó la biomasa mínima requerida del recurso de merluza para mantener la estructura y función del modelo simulado.

Resultados

Grupos Funcionales

Para el modelo se generaron 23 grupos funcionales señalados en la Tabla 4; para ello se tomaron en cuenta los componentes de la fauna de acompañamiento de la pesca de merluza y, considerando que el modelo tiene como objeto generar información sobre el rol ecológico de la merluza (*Merluccius productus*), se dejó a esta especie como dos grupos funcionales por separado Merluza.A (GF 4) y Merluza.J (GF 5) para separar los stocks de adultos y juveniles respectivamente y que en el modelo EwE se denominan stanzas.

Tabla 4 Componentes que integran los Grupos Funcionales considerados en el modelo

Número secuencial	Grupo Funcional (GF)	Componentes por GF
1	Prod.primarios	Fitoplancton, macroalgas, diatomeas bentónicas y pastos marinos.
2	Zooplancton	Todos los grupos de zooplancton destacando Ciliados; Sifinóforos, Copépodos, Medusas, Eufausidos; Ictioplancton (huevos y larvas) y larvas de invertebrados.
3	Mamíferos.m	Lobo Marino <i>Zalophus californianus</i>
4	Merluza.A	<i>M. productus</i> Stock de adultos considerando >31 cm
5	Merluza.J	<i>M. productus</i> Stock de juveniles considerando <30 cm
6	Totoaba	<i>Totoaba macdonaldi</i>
7	Lenguas	<i>Brotula clarkae</i> ; <i>Cherublemma emmelas</i> ; <i>Lepophidium prorates</i>
8	Mictophidos	<i>Argentina sialis</i> ; <i>Bentosema panamense</i> ; <i>Triphoturus mexicanus</i>
9	Langostilla	<i>Pleuroncodes planipes</i>
10	OP.bentonicos	<i>Pseudobates productus</i> ; <i>Callorhynchus scaphiopus</i> ; <i>Hydrolagus colliei</i> ; <i>Scorpaena guttata</i> ; <i>Scorpaena sp.</i> ; <i>Sebastes sp.</i> ; <i>Synodus scituliceps</i> ; <i>Lophiodes sp.</i> ; <i>Zalieutes elater</i>
11	Peces.planos	<i>Hippoglossina tetrophthalmia</i> ; <i>Hippoglossina stomata</i> ; <i>Pleuronichthys verticalis</i> ; <i>Pristigenys serrula</i>
12	Pelagicos.menores	<i>Hyporhamphus sp.</i> ; <i>Etrumeus teres</i> <i>Anchoa sp.</i> ; <i>Scomber japonicus</i>
13	Rayas	<i>Dasyatis sp.</i> ; <i>Gymnura marmorata</i> ; <i>Raja velezi</i> ; <i>Raja sp.</i> ; <i>Rhinoptera steindachneri</i> ; <i>Urobatis halleri</i>
14	Sciaenidos	<i>Cheilotrema saturnum</i> ; <i>Cynoscion othonopterus</i> ; <i>Micropogonias sp.</i> ; <i>Umbrina roncador</i> ; <i>Larimus acclivis</i>
15	Serranidos	<i>Diplectrum pacificum</i> ; <i>Diplectrum labarum</i> ; <i>Epinephelus acanthistius</i> ; <i>Hemanthias peruanus</i> ; <i>Paralabrax auroguttatus</i>
16	O.P.demersales	Organismos de las familias: Carangidae; Haemulidae; Balistidae; Batrachoididae; Bythitidae; Embiotocidae; Labridae; Lutjanidae; Malacanthidae; Sparidae; Sphyraenidae; Stromateidae; Trichiuridae; Triglidae
17	Tiburones.bent	<i>Heterodontus sp.</i> ; <i>Galeus piperatus</i> ; <i>Parmaturus xaniurus</i> ; <i>Squatina californica</i> ; <i>Mustelus henlei</i> ; <i>Mustelus sp.</i>
18	Calamares	De las familias: Loliginidae y Ommastrephidae
19	Camarones	Camarones Penaeidaeos: <i>Litopenaeus stylirostris</i> ; <i>Farfantepenaeus californiensis</i>
20	Macro.invert	<i>Stenocionops ovata</i> ; <i>Cancer antennarius</i> ; <i>Ethusa ciliatifrons</i> ; <i>Menippe frontalis</i> ; y otros organismos de las familias: Portunidae; Echinometridae; Holothuriidae
21	Poliquetos	Familias reportadas para la zona tales como Acrocirridae; Sabellidae; Serpulidae; Capitellidae; Lumbrineridae y Terebellidae
22	Meiobentos	Principales grupos: rotíferos, platelmintos, copépodos, ácaros, tardígrados, quinorrincos, ostrácodos y nemátodos.
23	Detritus	Detritus

Modelo Ecopath

En la **Tabla 5** se muestran los valores del modelo Ecopath balanceado, todos los valores calculados por el modelo se muestran en negritas. Estos resultados corresponden a las estimaciones primarias del modelo (balanceo de la ecuación 1 para cada GF) y sobre éstos se calcularon el resto de los índices, así mismo sirve como información de entrada para el modelo Ecosim abordado más adelante.

Caracterización trófica del sistema

Para el sistema modelado se obtuvieron cinco niveles tróficos discretos, el valor promedio fue de 3.4 y la mediana de 3.7. Los GF con niveles tróficos superiores fueron los mamíferos marinos (NT=4.87) y los tiburones bentónicos (NT= 4.66), colocándolos como los grupos depredadores tope del sistema. Específicamente para los grupos de interés los valores de NT fueron de 4.1 y 3.6 para el GF de Merluza.A y Merluza.J respectivamente siendo ligeramente mayores a los reportados por Lecari-Bernier, (2006) y Morales Zárate, *et al.*, 2004 que reportan un NT de 3.79 y 3.9 respectivamente para la misma zona; por su parte, Morales-Zárate *et al.*, 2021 reportan un NT para merluza de 3.154 para el sistema pelágico demersal del golfo de Ulloa; cabe señalar que dichos autores únicamente tienen un GF de merluccidos a diferencia del presente trabajo en el que se consideran dos stanzas (grupos de edades distintas), en este sentido y considerando entonces el NT promedio para ambos grupos de merluccidos en el presente trabajo. El NT es de 3.85 lo cual es consistente con lo reportado por los autores antes citados.

Como se puede observar en la misma Tabla, todos los valores de EE son <1 , y en términos generales se observa que disminuyen conforme aumenta el nivel trófico, lo cual indica que a medida que disminuye el nivel trófico el organismo tiene una tasa de depredación mayor y viceversa. Los valores de EE para los grupos de merluza considerados en este trabajo fueron de 0.64 y 0.63; estos valores se encuentran dentro de los intervalos reportados en la literatura para la misma zona que van de 0.59 a 0.89 (Lecari-Bernier, (2006) y Morales Zárate, *et al.*, 2004 respectivamente) y son mucho más cercanos a los reportados para el golfo de Ulloa que es de (0.69), es importante señalar que la EE es un

proximal del uso que el GF tiene dentro del sistema y va de 0 a 1, donde 0 significaría nula EE y 1 quiere decir que todo lo que se produce de ese GF en el sistema es usado en el mismo sistema ya sea por depredación o por extracción, por ello los GF que son altamente depredados o fuertemente explotados regularmente presentan valores de EE >0.8 o muy cercanos a 1; en este contexto, los valores promedio obtenidos para los grupos de merluza tanto adultos como juveniles son un primer indicador de que la merluza no es una especie clave dentro del sistema ya que aun siendo un organismo extraído comercialmente sus valores de EE son menores a 0.8 (Tabla 5).

Finalmente se muestran los valores de la relación Producción/Consumo, que en general es inversa al nivel trófico, por lo que la relación P/C es menor en los organismos de más alto nivel trófico que en los organismos de nivel trófico bajo.

Índice de omnivoría (IO)

Como se mencionó anteriormente, el IO es un indicador de qué tan especializada es la dieta de un organismo, para el presente ejercicio los valores de IO se muestran en la Tabla 6, como puede apreciarse ninguno de los grupos funcionales se considera especialista siendo el IO promedio 0.55; para los grupos de merluza el valor de IO fue de 0.683 y 0.837 para adultos y juveniles respectivamente señalando que la dieta de dichos GF es diversa especialmente para los juveniles, lo cual es consistente con lo reportado en la literatura sobre que la alimentación de la merluza adulta es principalmente de peces y crustáceos, incluyendo canibalismo (Rexstad y Pikitch, 1986; Buckley y Livingston, 1997), mientras que los organismos juveniles comen, pequeños peces, crustáceos, zooplancton grande y chico (Sumida y Moser, 1980; Livingston *et al.*, 1983). La asimilación se refiere a la cantidad del alimento ingerido y asimilado para cada GF en la Tabla 6 se presentan los valores estandarizados observando que el zooplancton tiene el índice de asimilación más alto correspondiente a un alto valor de eficiencia también. Para los grupos de merluza se observan valores promedio de eficiencia y baja asimilación siendo consistente con lo reportado en literatura (Morales -Zárate *et al.*, 2004; Lecari-Bernier, 2006).

Tabla 5 Valores de salida del modelo balanceado. Se marcan con negritas los valores calculados por el programa EwE y con fondo gris se resaltan los valores para los dos GF de merluza considerados en este trabajo

	GF	Nivel Trófico	Biomasa t/Km ² /año	Producción / biomasa t/Km ² /año	Consumo/ biomasa t/Km ² /año	Eficiencia Ecotrófica	Producción/ Consumo
1	Prod.primarios	1	127.80	95.95	-	0.90	-
2	Zooplancton	2.4	224.48	27.00	65.40	0.90	0.41
3	Mamíferos.m	4.9	0.10	0.33	17.69	0.06	0.02
4	Merluza.A	4.1	1.76	0.49	1.95	0.64	0.25
5	Merluza.J	3.6	0.44	0.90	5.25	0.63	0.17
6	Totoaba	4.4	1.09	0.60	4.80	0.85	0.13
7	Lenguas	4.4	1.55	0.60	2.43	0.89	0.25
8	Mictophidos	2.9	1.20	2.50	7.94	0.84	0.31
9	Langostilla	2.9	2.03	3.20	17.36	0.98	0.18
10	OP.bentonicos	3.9	1.44	4.95	10.20	0.78	0.49
11	Peces.planos	3.9	1.50	4.99	10.90	0.79	0.46
12	Pelagicos.menores	3.0	1.08	3.98	10.20	0.98	0.39
13	Rayas	3.8	0.17	3.45	18.40	0.94	0.19
14	Sciaenidos	3.7	0.42	2.95	12.10	0.82	0.24
15	Serranidos	4.1	1.69	1.73	4.70	0.85	0.37
16	O.P.demersales	4.3	1.70	1.95	5.60	0.96	0.35
17	Tiburones.bent	4.7	0.91	0.28	3.00	0.76	0.09
18	Calamares	4.0	0.57	3.16	11.68	0.94	0.27
19	Camarones	2.6	0.35	4.03	10.20	0.83	0.40
20	Macro.invert	2.7	7.20	38.00	654.12	0.97	0.06
21	Poliquetos	2.5	3.10	9.50	27.03	0.97	0.35
22	Meiobentos	2.4	17.51	9.50	60.03	0.95	0.16
23	Detritus	1.0	20.00	-	-	0.94	

Interacciones tróficas

El índice de conectancia (IC) para el modelo fue de 0.34 (Tabla 7), lo que señala un 34% de las conexiones teóricas posibles dentro de la red trófica simulada, este porcentaje es ligeramente mayor al reportado para los modelos hechos previamente para la zona que reportan un valor de 0.31 y 0.32 (Morales-Zárate *et al.*, 2004; Lecari-Bernier, 2006;). Sobre la base de la teoría ecológica, se espera que a medida que el ecosistema madura, las conexiones tróficas evolucionen desde un patrón lineal a uno tipo de red (sensu Odum, 1971), por lo que se espera que el IC se correlacione positivamente con la madurez del sistema; no obstante, es preciso señalar que el IC depende también del nivel de agregación usado en la representación del ecosistema.

En la **Figura 3** se muestran los diagramas de los flujos tróficos en el sistema simulado. Los círculos corresponden a los GF y son proporcionales al tamaño de su biomasa, verticalmente están ordenados según su valor de NT siendo los productores primarios y detritos los NT más cercanos al eje inferior y los predadores tope como los mamíferos marinos los más cercanos al eje superior. Cada línea corresponde a una conexión entre nodos (GF) y esta conexión está dada por un flujo trófico ya sea por o por depredación. En la **Figura 3** se destacan con color verde y rojo los flujos por alimentación y depredación respectivamente para los GF de merluza adultos (panel superior) y merluza juvenil (panel inferior) destacando la mayor función como presa de los organismos juveniles.

Tabla 6 Índices tróficos del sistema por GF. Se resaltan con fondo gris los valores para los dos GF de merluza considerados

	GF	Eficiencia Neta	Índice de omnivoría	Asimilación estandarizada
1	Prod.primarios	-	-	-
2	Zooplancton	0.413	0.429	1.000
3	Mamiferos.m	0.018	0.236	0.000
4	Merluza.A	0.251	0.683	0.000
5	Merluza.J	0.171	0.837	0.000
6	Totoaba	0.125	0.414	0.000
7	Lenguas	0.248	0.600	0.000
8	Mictophidos	0.315	0.464	0.001
9	Langostilla	0.184	0.526	0.002
10	OP.bentonicos	0.485	0.645	0.001
11	Peces.planos	0.458	1.090	0.001
12	Pelagicos.menores	0.390	0.429	0.001
13	Rayas	0.188	0.345	0.000
14	Sciaenidos	0.244	0.433	0.000
15	Serranidos	0.369	0.339	0.000
16	O.P.demersales	0.348	0.768	0.001
17	Tiburones.bent	0.093	0.749	0.000
18	Calamares	0.271	0.609	0.000
19	Camarones	0.395	0.586	0.000
20	Macro.invert	0.058	0.613	0.321
21	Poliquetos	0.351	0.464	0.006
22	Meiobentos	0.198	0.429	0.057
23	Detritus	-	0.506	-

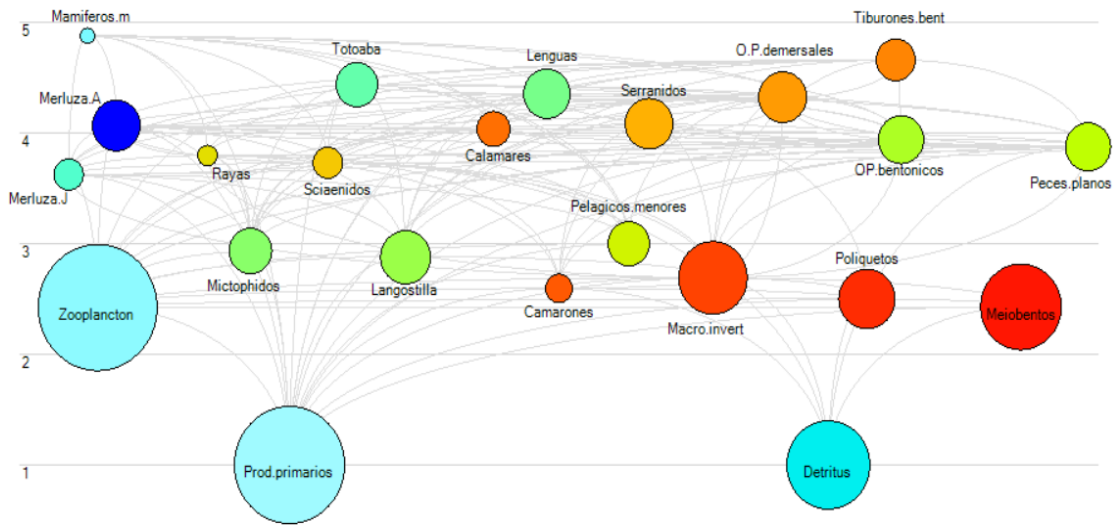


Figura 2 Diagramas de flujos tróficos para el modelo del sistema demersal del golfo de California. Los círculos representan los nodos de la red, corresponden a cada GF y su tamaño es proporcional a la biomasa. El eje vertical representa el NT.

Los diagramas de flujos tróficos dan una primera idea del rol trófico estructuralmente hablando que cada GF tiene dentro del sistema, así se puede observar que la mayor densidad de conexiones se encuentra en los NT intermedios altos lo cual es esperado debido a que se trata de un sistema demersal; también explica su fuerte relación y dependencia de grupos bentónicos como el grupo de macro invertebrados, el meiobentos y los poliquetos. Ahora bien, para tener una idea más integrada sobre la estructura y función trófica en el sistema un indicador recurrente es el análisis del traslape de nichos tróficos y las especies clave.

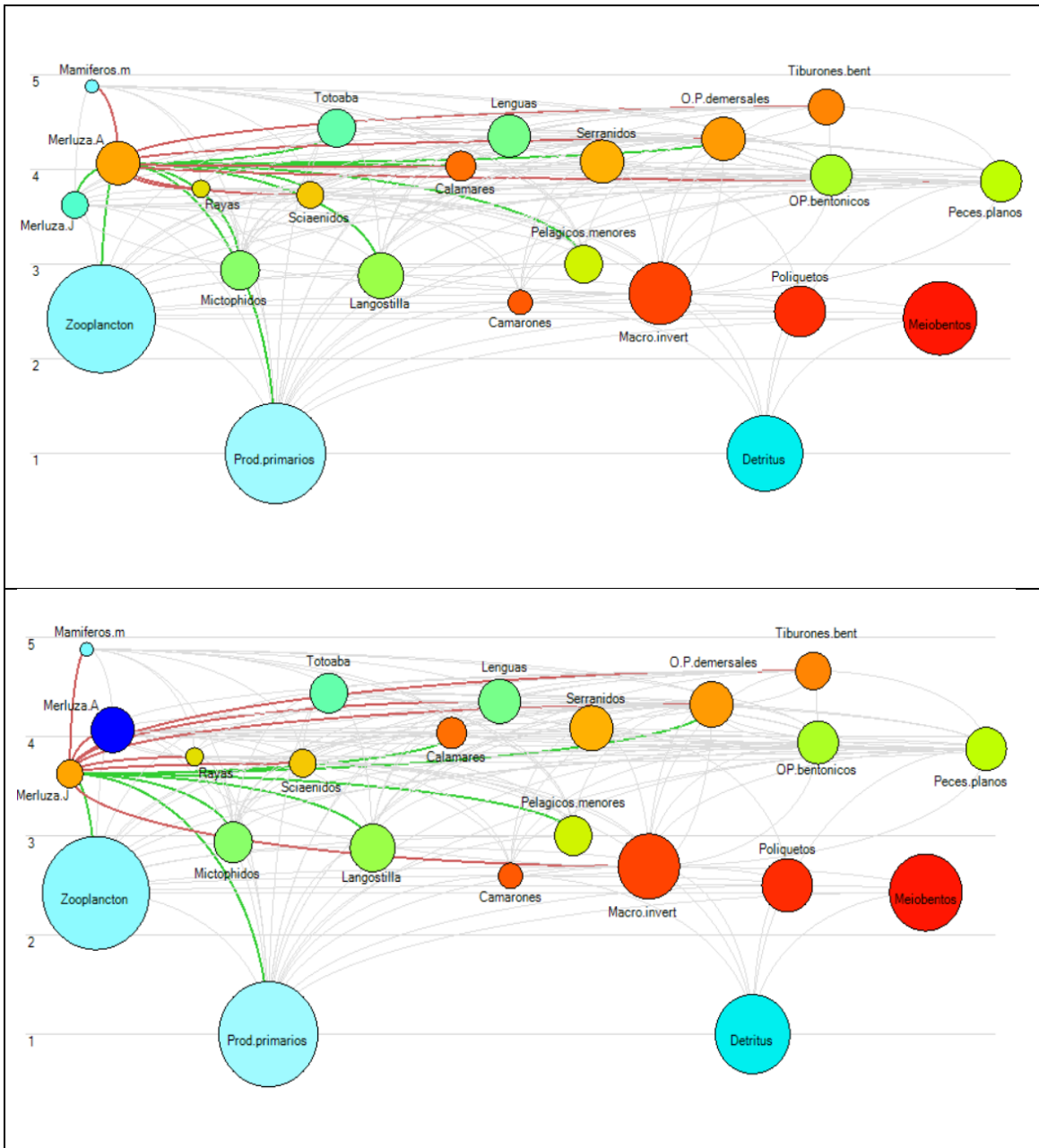


Figura 3 Diagramas de flujos tróficos para los GF de merluza adultos (panel superior) y para el GF merluza juveniles (panel inferior). Las líneas señalan flujos por depredación (líneas rojas) y por alimentación (líneas verdes).

La superposición de nicho se calcula como la proporción de presas y depredadores compartida entre diferentes grupos funcionales. Superposición de nichos entre dos grupos se asume significativa si es mayor que 0.6, es decir que se sobrelapan en un 60% (Lasalle *et al.*, 2013) no obstante en este ejercicio se muestra en la Figura 4 todos los valores > 0.4 y se resaltan con un círculo azul los correspondientes a los GF de merluza

(GF 4 y 5). Como se puede apreciar no existen sobrelapamientos significativos para el grupo de merluza juveniles (GF 5), y solo se aprecian tres sobrelapamientos significativos para el GF 4 que corresponde a las merluzas adultas las cuales comparten presas en más del 40% con la totoaba en 0.49 (GF 6), seguido de las lenguas en 0.64 (GF 7) y finalmente se traslapa mayormente con los calamares en un 0.70 (GF 18).

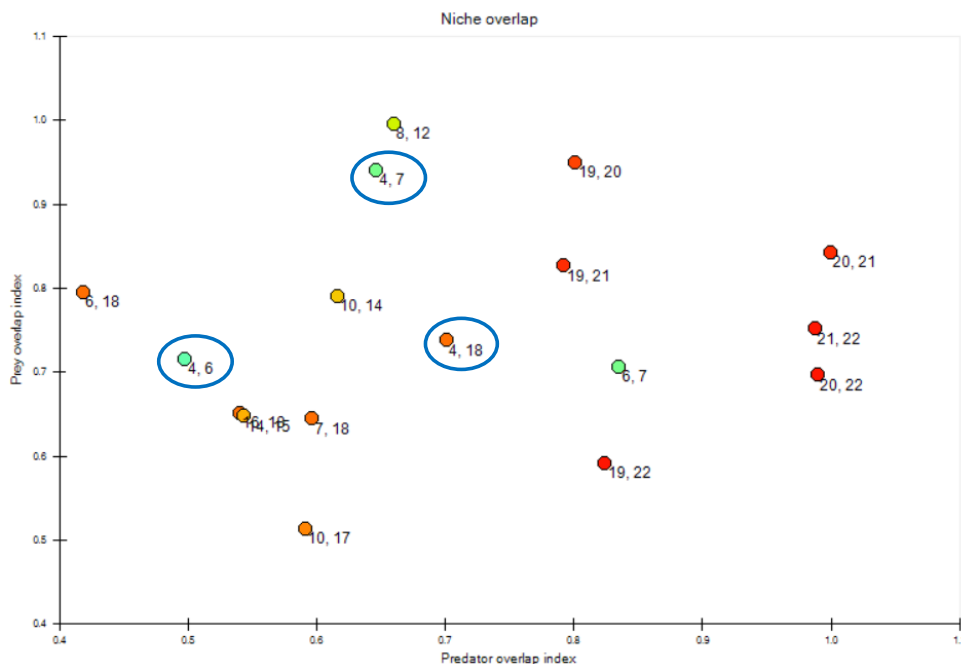


Figura 4 Índice de sobrelapamiento de nicho trófico. Se encierran en azul los sobrelapamientos del GF de merluza adultos. Los números corresponden a los números secuenciales de cada GF.

Por su parte, las especies clave están definidas como especies de biomasa relativamente baja con un papel estructurante, por ello la teoría señala que las especies clave afectan a las comunidades de las que forman parte de manera desproporcionada con respecto a su abundancia (Power *et al.*, 1996) y que por tanto influyen fuertemente en las abundancias de otras especies y la dinámica del ecosistema completo (Piraino *et al.*, 2002). Por lo tanto, es importante identificar las claves especies, en particular para mantener la integridad del ecosistema y las condiciones de diversidad biológica frente a la explotación y otras tensiones. (Naeem y Li, 1997; Tilman, 2000).

Para calcular este indicador EwE emplea el método propuesto por Libralato *et al.*, 2006 que usa como información de los impactos relativos totales de los GF en todo el sistema cuya expresión gráfica se muestra en la **Figura 5** en la que se muestran como barras blancas los impactos positivos y en barras negras los impactos negativos tanto directos como indirectos (cascadas tróficas); así por ejemplo, en la figura se marcan con una flecha azul los impactos negativos (barras negras) que la flota merluquera genera de manera directa sobre los grupos de merluza y que es mayor para el grupo de adultos que para el grupo de juveniles, pero también se observa un impacto positivo (barra blanca) indirecto que la misma flota genera para la totoaba, ya que al remover parcialmente biomasa de los grupos de merluza se disminuye la competencia para la totoaba que como se mencionó en la sección anterior tiene un traslape de nicho con la merluza.

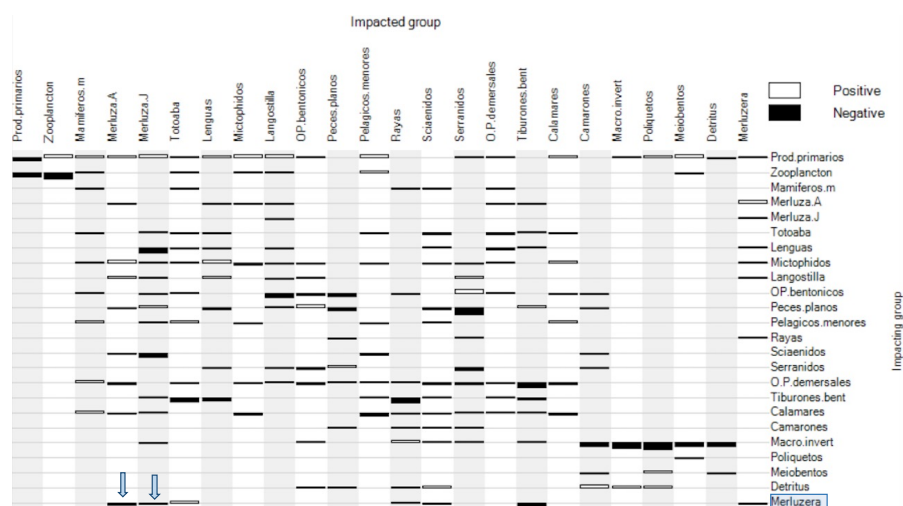


Figura 5 Impactos relativos totales de los GF considerados en el modelo del sistema demersal de la parte norte del golfo de California. Las flechas azules señalan los impactos que la flota merluquera genera sobre los grupos merluza adultos y merluza juveniles.

Finalmente, el índice de especies clave o (*Keystone index; KI*) se expresa gráficamente en la **Figura 6**, se muestran de manera ascendente los GF de acuerdo a su valor de KI, como puede apreciarse el valor más alto corresponde a al grupo de macro invertebrados bentónicos (GF 20), los grupos de merluza muestran valores bajos de KI por lo que sobre la base de este ejercicio no son considerables especies clave toda vez que sus depredadores pueden consumir otras presas equivalentes mientras que sus presas (las de las merluzas) también son consumidas por otros depredadores. No se encontraron valores de este índice previos en la literatura para la especie y zona de interés.



Figura 6 Índice de especies clave (Keyston index) sobre la propuesta de Libralato et al., 2006. Los números en los círculos corresponden a los números secuenciales de cada GF. Merluza adultos y Merluza juveniles se señalan con una flecha negra y gris claro respectivamente.

Indicadores del sistema

En la **Tabla 7** se muestran los estadísticos e índices globales del sistema simulado (atributos básicos) calculados por el programa. De acuerdo con Ulanowicz (1986), la suma del total de flujos del sistema es una medida de su tamaño. En este caso fue igual a 22861 ton/km²/año y es mayor a los reportados previamente para la zona e incluso para el promedio global tomado de 31 modelos tróficos de ecosistemas templados y tropicales (Lecari-Bernier, 2006); no obstante, para este y el resto de los parámetros mostrados en la **Tabla 7** estas diferencias fueron <1 desviación estándar.

Como puede apreciarse los valores de los parámetros globales son mayores a los reportados previamente para modelos de la misma zona, lo cual puede ser un reflejo del grado de especificidad del sistema; es decir, este ejercicio está más enfocado al sistema demersal, mientras que los ejercicios previos abarcan un espectro mayor de grupos y de ambientes, por ello también se observa que los flujos de consumo son mayores y es congruente con el valor mayor de conectancia. Al abarcar una mayor cantidad de ambientes por modelo se corre el riesgo de subestimar los parámetros globales ya que se tendría que detallar con igualdad de GF cada ambiente; por ello, detallar con mayor

precisión un solo ambiente, también nos ayuda a precisar con mayor certeza los parámetros globales del mismo. Otra diferencia destacable es el nivel trófico promedio de la captura, que en este ejercicio es un NT alto de 4.17 en comparación a los reportados previamente para la zona con un valor promedio de 2.84; ello también es reflejo de la diferencia entre las flotas pesquera incluidas en cada modelo, así para los modelos previos a este ejercicio se daba especial énfasis a la flota camaronera mientras que para el presente modelo se incluye únicamente la flota merlucera que impacta específicamente sobre los GF de merluza juveniles y adultos, así como en organismos de roles ecológicos similares (Figura 5).

La ascendencia tiene un valor total de 18731.3 *flowbits* (los *flowbits* son la combinación de las unidades de los flujos -en este caso kg/km²- y los bits como unidades de información) de éstos, el 13.6 % corresponde a flujos internos. Dado que la ascendencia es un índice de la cantidad de información que aporta el sistema podemos decir entonces que el estado actual del ecosistema equivale al 23 % de su capacidad total de desarrollo (ascendencia/ capacidad de desarrollo). Como se mencionó anteriormente el valor del overhead refleja el potencial de reserva con el que cuenta el ecosistema cuando se enfrenta a perturbaciones en este caso se obtuvo un valor elevado comparado con otros ecosistemas (Tabla 7).

Tabla 7 Atributos tróficos del ecosistema simulado y su comparación con valores promedio de trabajos previos en la zona norte del golfo de California (NGC)

Parámetro	Este modelo	Promedio NGC	Promedio Global
Flujos totales	22861.34	10973	15618
Flujos de consumo	20667.27	2896	9448
Flujos de exportación	128.14	3295	1880
Flujos a detritos	2065.9	3598.15	3361.36
Producción total	18835.1	4237.45	9674.18
Nivel trófico promedio de la captura	4.17	2.84	3.42
Índice de conectancia	0.34	0.32	0.31
Índice de omnivoría	0.54	0.46	0.41
Ascendencia %	15.9	33.95	27.62
Overhead %	84.1	66.05	72.72
Capacidad	63482	32297	49486

Simulaciones temporales con el modelo Ecosim

Validación del modelo

En la **Figura 7** se muestran los resultados obtenidos para la validación del modelo utilizando la serie de esfuerzo en unidades de pesca (número de embarcaciones) como F_e forzante y la serie de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) para merluza durante el periodo de 2000-2022 observada y calculada con el modelo Ecosim. Es importante considerar que la simulación ha sido discretizada para facilitar la comparación, para ello se ha tomado el valor promedio anual ya que el software hace los cálculos en base mensual.

Como puede apreciarse, el patrón de la serie simulada sigue moderadamente bien al patrón de la serie observada con excepción del extremo inferior, en el que es necesario señalar que además de que la serie es discontinua (falta el valor de 2002) al ser el periodo incipiente de la extracción comercial los valores de F son muy bajos, la correlación tiene un valor de R^2 de 0.3577 que explica un 59.8% de la varianza, no obstante si eliminamos el periodo inicial (2000-2003) la explicación de la varianza alcanza el 81% ($R^2 = 0.6525$; **Figura 8**). Con esta consideración la relación entre los valores observados y calculados se reexpresan gráficamente como se muestra en la **Figura 9**, siendo esta la serie y correlación aceptada para la validación y generación de los escenarios de pesca en la siguiente sección.

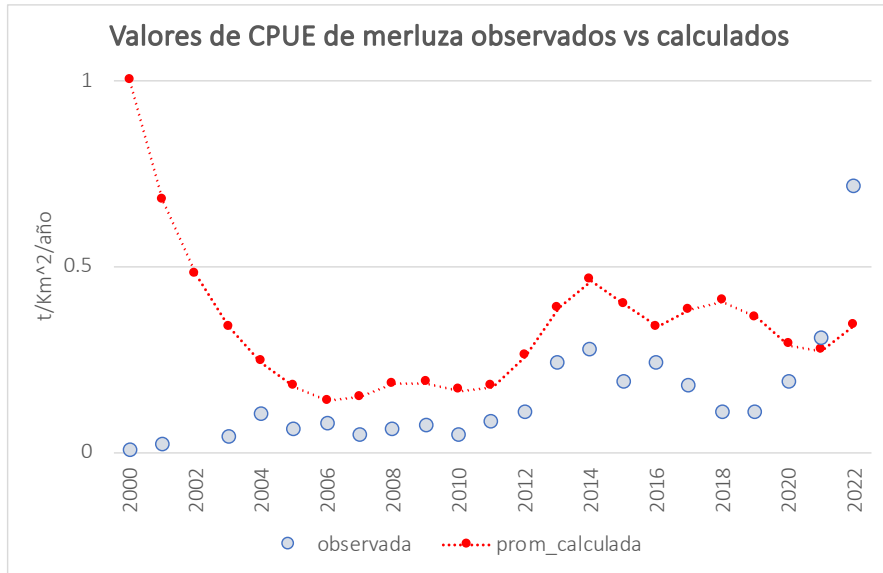


Figura 7 Serie de tiempo para el periodo 2000-2022 empleada para la validación de las simulaciones temporales en el modelo Ecosim para el sistema demersal del norte del golfo de California.



Figura 8 Regresiones lineales par las series observadas y simuladas considerando la diferencia en los periodos analizados.

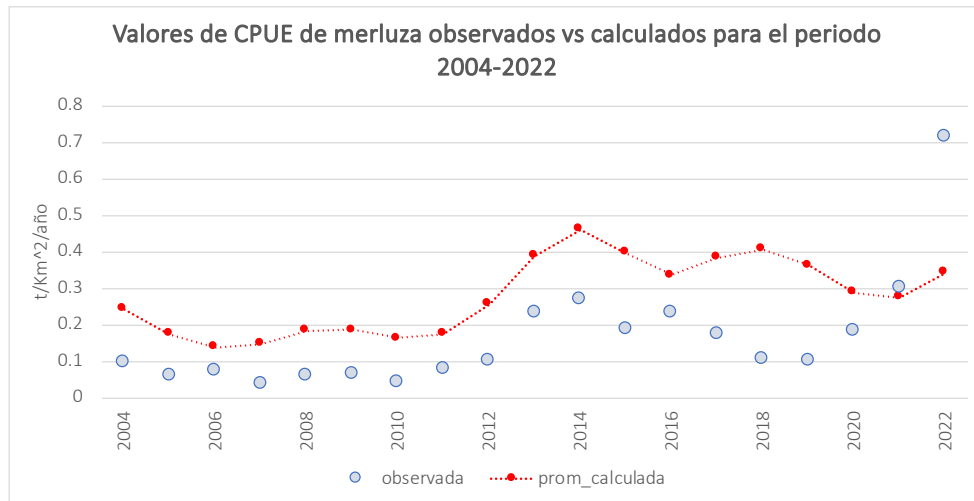


Figura 9 Serie de tiempo acotada para el periodo 2004-2022 empleada para la validación de las simulaciones temporales en el modelo Ecosim para el sistema demersal del norte del golfo de California.

Escenarios de pesca

Como se mencionó en las secciones anteriores, el módulo Ecosim permite las simulaciones temporales dentro de EwE (Walters *et al.*, 1997), el cual permite también pronosticar el estado futuro de la biomasa de los componentes del ecosistema. De esta forma se pueden analizar los efectos temporales producidos por cambios en la biomasa de cualquier grupo, del esfuerzo pesquero de cualquier flota, de la mortalidad por pesca o de variables ambientales (Christensen y Pauly, 2004). En este ejercicio, el desarrollo de las aplicaciones de Ecosim se enfoca en la cuantificación de los impactos de la pesca usando series temporales de comportamiento uniforme según los escenarios planteados en la **Tabla 3**.

Sobre la base de los resultados, todos los escenarios de pesca generan impactos significativos negativos (decrementos >20% de la biomasa inicial) a partir del segundo año de la actividad (**Figura 10**); y no obstante que el patrón es similar, las tasas de decaimiento son considerablemente diferentes entre escenarios (**Figura 11**) ya que mientras que para el escenario actual ($F=1$) la diferencia entre la captura promedio inicial y final es apenas del 17% durante los diez años; para el escenario extremo superior de $F=2$ esta diferencia se incrementa al 52%.

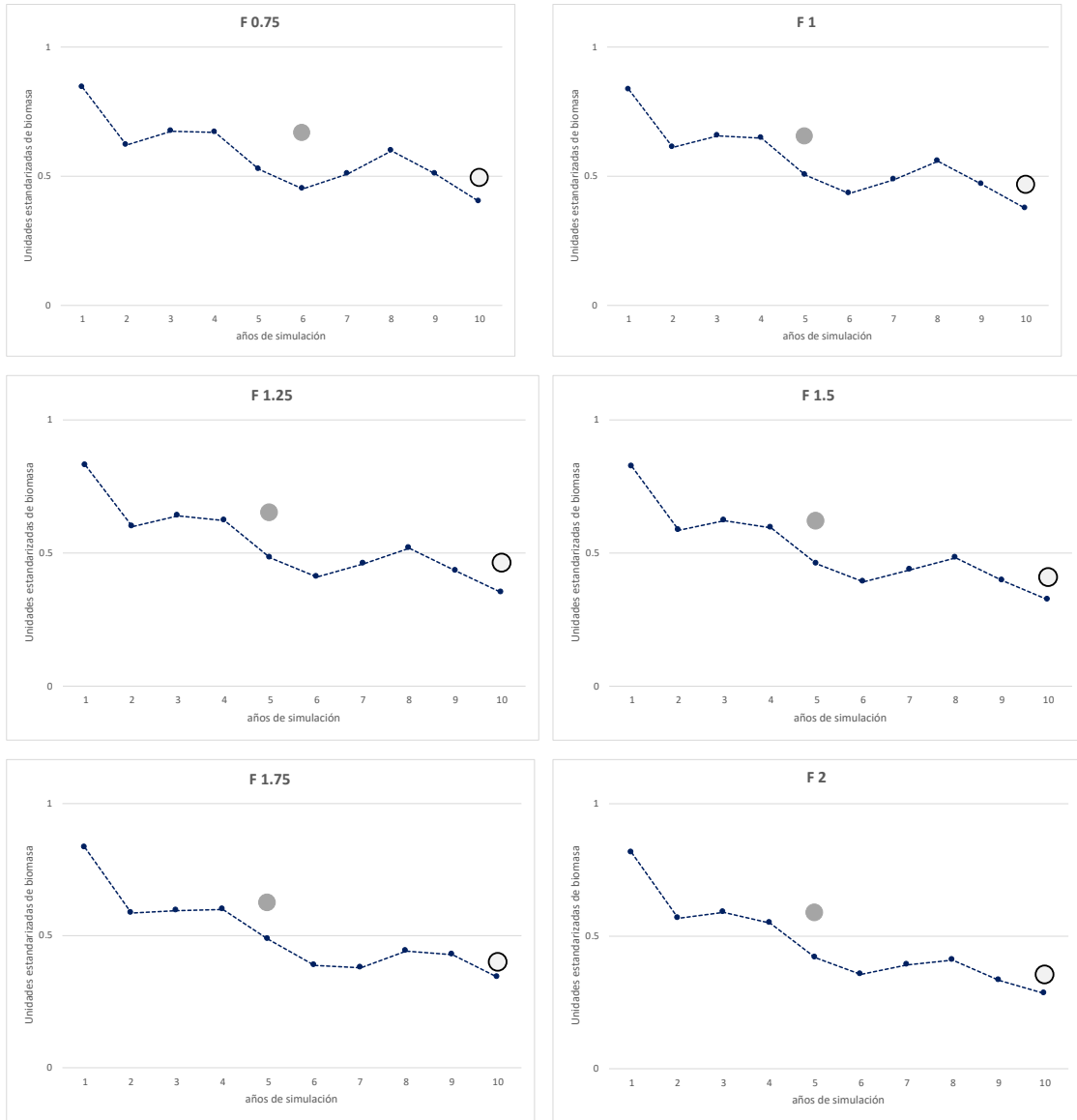


Figura 10 Gráficos de los escenarios de pesca a 10 años. Los círculos grises sin contorno señalan los valores promedio al corte de cinco años, mientras que los círculos con contorno indican los valores promedio de los últimos cinco años de la simulación.

Así mismo se puede observar que la tasa de cambio es mayor conforme se incrementa F pasando de -0.027 a -0.058 de F=1 a F=2 respectivamente (Figura 11). Por su parte la biomasa residual expresada en porcentaje para cada escenario se muestra en el panel izquierdo de la misma figura, se resaltan en gris los escenarios que aún e incrementando F no rebasan el 40% de la biomasa residual, ya que desde el punto de vista del enfoque precautorio cualquier recurso susceptible a explotación pesquera deberá de mantener su biomasa residual alrededor del 40% (FAO 1997; Anónimo, 2017).

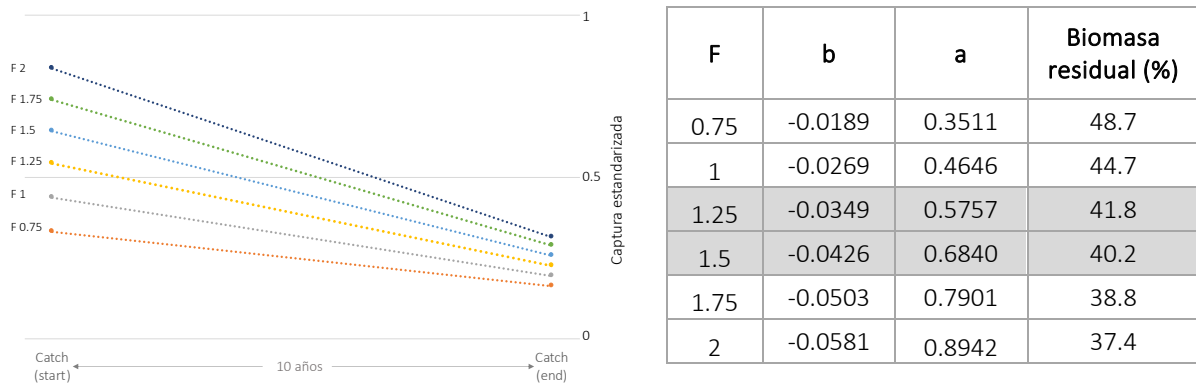


Figura 11 Panel izquierdo: Tasas de decaimiento en las capturas para los escenarios simulados. Del lado derecho se muestran las constantes para cada ecuación y los porcentajes de biomasa residual por escenario de simulación.

Finalmente, sobre la base de los escenarios de pesca, la biomasa mínima requerida del recurso de merluza para mantener la estructura y función del sistema modelado incluyendo el valor de F actual, se calculó en 1.123 t/km²/año lo que significaría una reducción de la biomasa total de un 36.2% y sería equivalente a un aumento en el esfuerzo del 100% (F=2). Con estos valores la EE del GF merluza adultos es de 1 lo que significa que está en el límite máximo de su eficiencia dentro del sistema por lo que cualquier forzamiento interno o externo (poblacional o sistémico) podría llevar a un decaimiento considerable del recurso más no exactamente del sistema ya que como se mencionó en el apartado de interacciones tróficas, el recurso merluza no es en estricto un elemento clave para el sistema simulado (Figura 5 y Figura 6) por lo que el sistema en teoría podría reemplazar las conexiones de este recurso a través de conexiones con otros GF ecológicamente equivalentes.

Reflexiones finales

Si bien el contexto histórico en el manejo de los recursos pesqueros en México nos sitúa continuamente en una posición de alerta, es importante señalar que en los recientes años se ha puesto mucho mayor esfuerzo en el desarrollo de líneas de investigación pesquera con un enfoque más integral, multidisciplinario, dinámico y precautorio (Seijo *et al.*, 1997). Ante ello, los esfuerzos por conocer el rol ecológico que los recursos juegan dentro de sus respectivos ambientes son fundamentales para la transición hacia un manejo sostenible.

El ejercicio abordado en el presente trabajo representa una primera línea base para considerar dicho enfoque en el manejo del recurso merluza en el golfo de California, su pronóstico, aunque limitado y perfectible da una idea del comportamiento que la biomasa y la captura del recurso pueden seguir en caso de cambios en el esfuerzo pesquero aplicado y el cual, según los resultados obtenidos, se encuentra actualmente ligeramente por debajo del umbral de la biomasa mínima remanente necesaria.

Como todos los modelos es indispensable considerar que los resultados son dependientes de la información de entrada y que los pronósticos deben ser tomados con mesura como indicadores proximales ya que las consideraciones socioeconómicas de la pesquería quedan fuera del análisis de este trabajo, las cuales son necesarias para emitir cualquier opinión de manejo sostenible en el marco de las tres esferas de la sostenibilidad.

Referencias bibliográficas

- Alms, V. y M. Wolff, .2019. The Gulf of Nicoya (Costa Rica) Fisheries System: Two Decades of Change. *Marine and Coastal Fisheries: Dynamics, Management, and Ecosystem Science* 11:139–161. DOI: 10.1002/mcf2.10050139
- Álvarez-Borrego, S., Rivera, J. A., Gaxiola-Castro, G., Acosta-Ruíz, M. D. J., y Schwartzlose, R. A. (1978). Nutrientes en el Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 5(2), 53-71.
- Álvarez-Borrego, S. 2007. Oceanografía de la región de las grandes islas. Bahía de los Ángeles: recursos naturales y comunidad. *Línea base*, 45-65.
- Anónimo, 2017. ACTA SESIÓN EXTRAORDINARIA N° 03/2017. Consejo Zonal de Pesca de la XI Región de Aysén. Informe técnico. 7 p.
- Botsford, L. W., J. C. Castilla, y C. H. Peterson. 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. *Science*. 277:509-515 p.
- Buckley, T. W. y Livingston, P. A. 1997. Geographic variation in the diet of Pacific hake, with a note on cannibalism. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Report*, 53-62.
- Christensen, V., Pauly, D. 1995. Fish production, catches and the carrying capacity of the world. *NAGA* 18, 34-40.
- Christensen, V., Pauly, D. 2004. Placing fisheries in their ecosystem context, an introduction. *Ecological Modelling* 172, 103-108.
- Christensen, V. y J. Steenbeek. 2024. User Guide for Ecopath with Ecosim (EwE). Vancouver, BC: The University of British Columbia. Available from <https://pressbooks.bccampus.ca/eweguide/>.
- Christensen, V. 1996. Managing fisheries involving predator and prey species. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 6:417-442 p.
- Elorduy, J. F., y Peláez, A. K. 1996. Feeding habits of *Cauloltilus affinis* (Perciformes: Branchiostegidae) La Paz Bay, Baja California Sur, México. *Rev. Biol. Trop*, 44(1), 241-250.
- FAO. 1997. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Informe del 22o periodo de sesiones del comité de pesca.

- Hidalgo-González, R. M., y Álvarez-Borrego, S. 2004. Total and new production in the Gulf of California estimated from ocean color data from the satellite sensor SeaWiFS. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 51(6-9), 739-752.
- Kahru, M., S.G. Marinone, S. E. Lluch-Cota, A. Parés-Sierra y B.G. Mitchell. 2004. Ocean color variability in the Gulf of California: DScales from days to ENSO. *Deep-Sea Res. Pt. II*, 51:139-146.
- Lassalle, G. J. S. Nelva-Pasqual, P. Boët, M. J. Rochet, V. M. Trenkel, y N. Niquil. 2013. Combining quantitative and qualitative models to identify functional groups for monitoring changes in the Bay of Biscay continental shelf exploited food web. *ICES Journal of Marine Science*. 37 p.
- Lecari-Bernier, D., 2006. Manejo de los recursos del ecosistema del norte del golfo de California: Integrando explotación y conservación. Tesis doctoral. CICIMAR-IPN. 198 p.
- Libralato S., V. Christensen y D. Pauly. 2006. A method for identifying keystone species in food web models. *Ecological Modelling* 195: 153–171
- Livingston, P. A. 1983. Food habits of Pacific whiting, *Merluccius productus*, off the west coast of North America, 1967 and 1980. *Fish. Bull., U.S.* 81 :629-636.
- Manickchand-Heileman, S., Arreguín-Sánchez, F., Lara-Domínguez, A., y Soto, L. A. 1998. Energy flow and network analysis of Terminos Lagoon, SW Gulf of Mexico. *Journal of Fish Biology*, 53, 179-197.
- Morales-Zárate, M. V., Arreguín-Sánchez, F., López-Martínez, J., Lluch-Cota, S. E. 2004. Ecosystem trophic structure and energy flux in the Northern Gulf of California, Mexico. *Ecological Modelling* 174, 331-345.
- Morales-Zárate, M. V., López-Ramírez, J. A., y Salinas-Zavala, C. A. 2021. Loggerhead marine turtle (*Caretta caretta*) ecological facts from a trophic relationship model in a hot spot fishery area: Gulf of Ulloa, Mexico. *Ecological Modelling*, 439, 109327.
- Naeem, S., y Li, S. 1997. Biodiversity enhances ecosystem reliability. *Nature*, 390(6659), 507-509.
- Nelson, E., Ramírez, P., Arenas, F., Jacquemine, P., Prado de, S., Solis, N. 1980. Evaluación de los recursos demersales accesibles a redes de arrastre de fondo en el Golfo de California

(Mar de Cortés), México durante 1979. PNUD/FAO. Programa de Investigación y Desarrollo Pesquero Integrado, México. 142 pp.

- Odum, E.P. 1971. *Fundamentals of ecology*. W.B. Saunders Co, Philadelphia. 574pp.
- Pauly, D., M. L. Soriano-Bartz, y M. L. D. Palomares. 1993. Improved construction , parametrization and interpretation of steady-state ecosystem models. En: *Trophic Models of Aquatic Ecosystem*. Eds. Christensen, V. y D. Pauly. ICLARM Conference proceedings 26:1-13 p.
- Pauly, D. y V. Christensen. (Editors). 1996. *Mass-balance models of north-eastern Pacific ecosystems*. Proceedings of a workshop held at the Fisheries Centre, University of British Columbia, 6-10 Nov. 1995, Vancouver.
- Pérez-Arvizu, E. M., Aragón-Noriega, E. A., y Espinosa-Carreón, T. L. 2013. Variabilidad estacional de la clorofila ay su respuesta a condiciones El Niño y La Niña en el Norte del Golfo de California. *Revista de biología marina y oceanografía*, 48(1), 131-141.
- Pianka, E. R. 1973. The structure of lizard communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 4:53-74 p.
- Piraino, S., Fanelli, G., Boero, F., 2002. Variability of species'roles in marine communities: change of paradigms for conservation priorities. *Mar. Biol.* 140, 1067–1074.
- Power, M.E., Tilman, D., Estes, J.A., Menge, B.A., Bond, W.J., Mills, L.S., Daily, G., Castilla, J.C., Lubchenco, J., Paine, R.T., 1996. Challenges in the quest for keystones. *Bioscience* 46 (8), 609–620.
- Prado-López, J. C. 2022. Implementación de un modelo conceptual del ecosistema pelágico-costero para uso del Instituto Público de Investigación de Acuicultura y Pesca, utilizando la plataforma EwE. Tesis de grado. Escuela Superior Politécnica del Litoral. 60 p.
- Rexstad, E. A., y Pikitch, E. K. 1986. Stomach contents and food consumption estimates of Pacific hake, *Merluccius productus*. *Fishery Bulletin*, 84(4), 947-956. Roden, 1964
- Rosas-Luis, R., Salinas-Zavala, C. A., Koch, V., Luna, P. D. M., y Morales-Zárate, M. V. 2008. Importance of jumbo squid *Dosidicus gigas* (Orbigny, 1835) in the pelagic ecosystem of the central Gulf of California. *Ecological modelling*, 218(1-2), 149-161.

- Round, F. E. 1967. The phytoplankton of the Gulf of California. Part I. Its composition, distribution and contribution to the sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 1(1), 76-97.
- Seijo, J.C., O. Defeo, S. Salas. 1997. Bioeconomía pesquera. Teoría, modelación y manejo. FAO. Documento técnico de pesca. Consultado en línea. <https://www.fao.org/4/w6914s/w6914s00.htm>
- Simpson, J.H., Souza, A.J. and Lavin, M.F. 1994. Tidal mixing in the Gulf of California. In: Beven, K.J., Chatwin, P.C. and Millbank, J.H. (Eds.), *Physical mechanism of transport and dispersion in the environment*. John Wiley and Sons Ltd, London, pp. 169–182.
- Sumida, B. Y. y H. G. Moser. 1980. Food and feeding of Pacific hake larvae, *Merluccius productus*, off southern California and northern Baja California. *work*, 161.
- Tilman, D., 2000. Causes, consequences and ethics of biodiversity. *Nature* 405, 208–211.
- Torres-Orozco, E. 1993. Análisis volumétrico de las masas de agua del Golfo de California. Tesis de Maestría. Centro de Investigaciones Científicas y Estudios Superiores de Ensenada. Ensenada B. C. México. 80 p.
- Ulanowicz, R. E. 1986. *Growth and Development: ecosystem phenomenology*. Springer Verlag. New York. 203 p.
- Ulanowicz, R. E. y J. Norden. 1990. Symmetrical overhead in flow networks. *International Journal of Systematic Sciences*. 21(2):429-437 p.
- Walters, C., V. Christensen y D. Pauly. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 7:139-172 p.
- Walters, C.J., Martell, S., 2004. *Harvest Management for Aquatic Ecosystems*. Princeton University Press, 420 pp.