



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



**“Impacto de la pesca en la estructura, función y productividad del
ecosistema de la Plataforma Continental de las costas de Jalisco
y Colima, México”**

Tesis

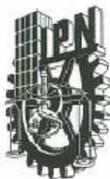
Que para obtener el grado de

Doctor en Ciencias Marinas

Presenta:

M. en C. Víctor Hugo Galván Piña

La Paz, Baja California Sur, Junio del 2005



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
COORDINACION GENERAL DE POSGRADO E INVESTIGACION
ACTA DE REVISION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 26 del mes de Mayo del 2005 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis de grado titulada:

"IMPACTO DE LA PESCA EN LA ESTRUCTURA, FUNCIÓN Y PRODUCTIVIDAD DEL ECOSISTEMA DE LA PLATAFORMA CONTINENTAL DE LAS COSTAS DE JALISCO Y COLIMA, MÉXICO"

Presentada por el alumno:

GALVÁN Apellido paterno	PIÑA materno	VÍCTOR HUGO nombre(s)							
Con registro: <table border="1"> <tr> <td>A</td> <td>0</td> <td>1</td> <td>0</td> <td>1</td> <td>2</td> <td>1</td> </tr> </table>			A	0	1	0	1	2	1
A	0	1	0	1	2	1			

Aspirante al grado de:

DOCTOR EN CIENCIAS MARINAS

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **SU APROBACION DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA

Director de tesis
PRIMER VOCAL

DR. FRANCISCO ARREGUÍN SANCHEZ

PRESIDENTE

DR. DANIEL LLUCH BELDA

SECRETARIO

DR. FELIPE GALVÁN MAGAÑA

SEGUNDO VOCAL

DR. ERNESTO AARÓN CHÁVEZ ORTIZ

TERCER VOCAL

DR. ROBERT EDWARD ULANOWICZ

EL PRESIDENTE DEL COLEGIO

DR. RAFAEL CERVANTES DUARTE



I. P. N.
CICIMAR
DIRECCION



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
COORDINACION GENERAL DE POSGRADO E INVESTIGACION

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 03 del mes Junio del año 2005, el (la) que suscribe VÍCTOR HUGO GALVÁN PIÑA alumno(a) del Programa de DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS con número de registro A010121 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo al dirección de: DR. FRANCISCO ARREGUÍN SÁNCHEZ y cede los derechos del trabajo titulado: "IMPACTO DE LA PESCA EN LA ESTRUCTURA, FUNCIÓN Y PRODUCTIVIDAD DEL ECOSISTEMA DE LA PLATAFORMA CONTINENTAL DE LAS COSTAS DE JALISCO Y COLIMA, MÉXICO" al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: vpina@costera.melaque.udg.mx

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

VÍCTOR HUGO GALVÁN PIÑA

nombre y firma

Dedicatoria

Con cariño y amor

A mi esposa Bety y mis hijos: Vicky, Alonso, Hugo, Ian

A la memoria de mis padres: Florentina y J. Macario

*A mis hermanos y sus familias: “Tolo”, “Laya”, “Mín”, “Chio”, Blas,
“Millo”, “They”, Manuel, “Licha”*

A mis suegros, Carlos y Victoria

Agradecimientos

Al Dr. Francisco Arreguín Sánchez por sus enseñanzas y dirección de esta tesis, su permanente disposición, interés y rigor científico en la calidad de la tesis y por adoptarme en su grupo de trabajo.

A los integrantes de la Comisión Revisora de esta tesis por sus comentarios y sugerencias hechas, Dr. Felipe Galván Magaña, Dr. Daniel Lluch Belda, Dr. Ernesto Chávez y Dr. Robert Ulanowicz.

Al Instituto Politécnico Nacional y especialmente al Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, por brindarme por segunda ocasión la oportunidad de superarme académicamente.

A la Universidad de Guadalajara y al programa PROMEP por el apoyo económico y el permiso laboral otorgado para realizar mi doctorado en la ciudad de La Paz, B.C.S.

Al Programa Institucional de Formación de Investigadores del Instituto Politécnico Nacional (PIFI-IPN) por el apoyo económico otorgado.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada para la realización de esta tesis.

A los proyectos:

“Impacto de los descartes de la pesca de camarón en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas bentónicos explotados y en sus respuestas a acciones de manejo” financiado por CONACYT- 34865-B

“Investigaciones para el manejo de las pesquerías en el contexto del ecosistema” financiado por CGPI-IPN clave 20010827

“Investigaciones para el manejo de las pesquerías en el contexto del ecosistema”
financiado por CGPI-IPN clave 20040641

SEMARNAP-CONACYT 2002-C01-1231-A1

Al Dr. Manuel Zetina por sus enseñanzas en el manejo del Software Ecopath y compartir puntos de vista sobre la tesis.

Al Dr. Agustín Hernández Herrera por incluirme en su proyecto (PIFI) y por brindarme su apoyo y su amistad.

A la Dra. Elaine Espino Barr por brindarme su tiempo, información y datos valiosos que contribuyeron a mejorar la calidad de la presente investigación.

A Humberto Ceseña por ser siempre amigo y facilitar cada semestre los trámites escolares requeridos.

A Felipe, Andrés y Francisco (Pancheiros) por ser siempre amigos.

A los compañeros Cicimareños y sus familias: Mimisa, Carmen, Chava, Carlos, Hinojosa, Zetina, Gladis, Román, Carlos (el paisa), Carolina, Marisela, Pablo, el “Tocayo”, Diego, Farid, por compartir espacios “culturales”.

A los compañeros de trabajo de Melaque por brindarme siempre su apoyo y por su esfuerzo y contribución en la generación de los datos utilizados en la presente tesis.

A los compadres: Tere y Lorenzo, Carmen y Salvador (Chavita) y Carlos y Carlo por hospedarme en sus casas durante mis estancias de “soltero” en La Paz.

A Martín e Irene por compartir momentos cálidos y bohemios en su casa y buenos amigos.

A Alejandro y su familia por su amistad y todas las ayudas otorgadas.

A mis hijos Vicky, Alonso, Hugo e Ian por sus encantos y enseñanzas y soportar mi crisis de los 30's.

A mi esposa Bety por permitirme dedicarle el tiempo necesario a la tesis y por encargarse de la familia durante mi doctorado.

Contenido

	Página
Lista de figuras	<i>i</i>
Lista de tablas	<i>ii</i>
Resumen	<i>iv</i>
Abstract	<i>vi</i>
1. Introducción y Antecedentes	1
2. Objetivos	4
3. Metas	4
4. Justificación	5
5. Hipótesis	7
6. Materiales y Métodos	8
6.1. Área de estudio	8
6.2. Descripción del modelo Ecopath	10
6.3. Construcción del modelo trófico	11
6.3.1. Definición del sistema	11
6.3.2. Definición y descripción de los grupos funcionales	11
6.3.3. Proporción del hábitat de los grupos funcionales	14
6.3.4. Definición de flotas de pesca	14
6.3.5. Estimación de parámetros de entrada	15
6.3.6. Estimación de parámetros, balanceo, consistencia, mejor modelo posible y calidad del modelo	23
6.4. Descriptores y atributos del ecosistema	27
6.5. Descripción del modelo Ecosim	32
6.6. Validación y calibración del modelo Ecosim	33
6.7. Estrategia óptima de pesca	35
6.8. Simulación de los efectos de la pesca	37
6.8.1. Evaluación de escenarios	37
7. Resultados	39
7.1. Construcción del modelo trófico	39
7.2. Atributos tróficos de los grupos funcionales	

7.3. Impactos tróficos mezclados	49
7.4. Atributos tróficos del sistema	51
7.5. Agregación trófica	53
7.6. Pesquerías	55
7.7. Ajuste y calibración de las series de tiempo	57
7.8. Estrategia óptima de pesca	58
7.9. Estado actual de la pesquería	60
7.9.1. Escenario base	60
7.10. Impacto de la pesca	62
8. Discusión	67
8.1 Construcción del modelo	67
8.2. Atributos tróficos de los grupos funcionales	70
8.3. Interacciones tróficas en el sistema	71
8.4. Atributos del ecosistema	72
8.5. Agregación trófica	77
8.6. Pesquerías	78
8.7. Estrategia óptima de pesca	79
8.8. Estado actual de la pesquería	79
8.9. Impacto de la pesca	81
9. Conclusiones	88
10. Bibliografía	90

Lista de figuras

Figura 1. Área de estudio.	8
Figura 2. Representación de los impactos tróficos mezclados entre los grupos biológicos del ecosistema.	44
Figura 3. Distribución de la biomasa y los flujos tróficos por nivel trófico discreto	47
Figura 4. Agregación de la estructura trófica en niveles tróficos discretos mostrando los flujos de biomasa por consumo y la eficiencia de la transferencia.	48
Figura 5. Proporción de la captura por nivel trófico discreto	49
Figura 6. Nivel trófico promedio de la captura por flota.	50
Figura 7. Ajuste de la biomasa estimada por el modelo ECOSIM.	51
Figura 8. Comportamiento de los principales índices y atributos del sistema bajo diferentes escenarios de simulación de pesca.	61
Figura 9. Comportamiento de los índices globales del sistema bajo diferentes escenarios de simulación de pesca.	62
Figura 10. Índice de reciclaje de Finn y longitud media de la vía del flujo de Finn bajo diferentes escenarios de pesca.	63
Figura 11. Comportamiento de la resiliencia del ecosistema medida con el cociente O/C .	64
Figura 12. Eficiencia de transferencia media entre niveles tróficos del sistema bajo diferentes escenarios de pesca simulados.	64
Figura 13. Cambios en el nivel trófico de algunos de los grupos explotados y no explotados por la pesca, bajo diferentes escenarios de pesca simulados.	66
Figura 14. Nivel trófico medio de la captura, calculado para el estado de Colima	86

Lista de tablas

Tabla 1. Familias y especies más representativas de los grupos funcionales incluidos en el modelo.	12
Tabla 2. Fuentes de los datos de entrada del modelo de la plataforma continental de Jalisco y Colima.	17
Tabla 3. Datos usados para el cálculo de la mortalidad natural (P/B) de las especies representativas de los grupos funcionales de peces.	19
Tabla 4. Datos usados para el cálculo de la relación consumo/biomasa (Q/B) de las especies representativas de los grupos funcionales de peces.	20
Tabla 5. Datos de entrada por grupo funcional.	22
Tabla 6. Matriz de dietas depredador-presa de los grupos funcionales del modelo.	26
Tabla 7. Estimaciones básicas del modelo Ecopath	40
Tabla 8. Índices claves estimados para cada grupo del sistema.	42
Tabla 9. Principales atributos del ecosistema	45
Tabla 10. Índices de flujos totales en el ecosistema	46
Tabla 11. Resumen de los resultados obtenidos con el proceso de búsqueda de la estrategia óptima de pesca de Ecosim.	53
Tabla 12. Valores de mortalidad por pesca (F) y tasa de explotación (E) de Los grupos explotados, estimada independientemente a partir de valores de F y M obtenidos por Ecopath.	56
Tabla 13. Porcentaje de cambio de la biomasa (B), mortalidad por pesca (F) y tasa de explotación (E) del huachinango (<i>Lutjanus peru</i>) bajo diferentes condiciones de incremento de F de la flota industrial y artesanal.	58

Tabla 14. Índices globales del sistema estimados para algunos modelos de ecosistemas de plataforma continental de México.

74

Resumen

Se construyó un modelo trófico basado en Ecopath para describir la estructura y los flujos de biomasa del ecosistema de la plataforma continental de las costas de Jalisco y Colima, México. El modelo incluye a 38 grupos funcionales, 22 de peces, 9 de invertebrados y un grupo para cada uno de los siguientes: mamíferos marinos, aves marinas, tortugas marinas, zooplancton, fitoplancton, peces muertos (FAC) y detritus. El detritus, zooplancton y fitoplancton impactan positivamente la mayoría de los grupos vía cadena alimenticia, incluyendo aquellos explotados por la pesca. La mayoría de los impactos negativos importantes fueron sobre los grupos de niveles tróficos más altos por los tiburones como depredador tope. Las respuestas observadas sugieren un papel importante de los procesos “top down” en el control de los flujos del ecosistema. Respecto a los flujos del ecosistema, 24 % van hacia detritus, 18.9 representan los costos energéticos vía respiración, 17.6 % van a exportación (principalmente pesca) y 38 % a consumo. La producción neta del sistema fue calculada en $1327 \text{ t km}^{-2}\text{año}^{-1}$. Se identificaron seis niveles tróficos discretos, con una eficiencia de transferencia promedio relativamente alta de 18.2 %. El modelo trófico fue validado logrando representar razonablemente las tendencias de los datos observados de cuatro grupos del modelo. La estrategia óptima de pesca, la cual plantea incrementar 10 % el esfuerzo de pesca de la flota agallera, 3 veces más la flota de buceo comercial y reducir 10 % la flota camaronera es coherente con la situación actual de los recursos explotados. Se rechaza la hipótesis de interferencia entre flotas pesqueras y la posible

competencia por especies objetivo y se confirma la hipótesis del efecto de la pesca en el ecosistema.

Abstract

A trophic model based on Ecopath was constructed to describe the structure and flows of biomass within an ecosystem inhabiting the continental shelf off the central coasts of Mexico, particularly along the coasts of Jalisco and Colima states. The model consisted of 38 functional groups: 22 fishes, 9 invertebrates and one group each of marine mammals, birds and turtles; zooplankton, phytoplankton, dead fish (bycatch) and detritus. Detritus, phytoplankton and zooplankton positively impacts most groups via the food web, including those exploited by fishing. The most important negative impacts were by sharks as top predator on higher trophic levels groups. Observed model behaviors suggest an important role of “top down” processes in controlling ecosystem flows. Regarding ecosystem flows, 24.8% goes to detritus, 18.9% represents energetic cost via respiration, 17.6% is exported (mainly fishing) and 38.6% goes to consumption. The net production of the system was calculated as $1327 \text{ t km}^{-2} \text{ year}^{-1}$. Six discrete trophic levels were identified, having a relatively high average transfer efficiency of 19.6%. The trophic model was validated and observed trends in the data on four trophic groupings were reasonably well represented. The predicted optimum fishing strategy was to increase the fishing effort by the gill net fleet some 10 %, to triple that by the diving fleet and to decrease the trawl fleet effort by 10 %. Such a scenario is coherent with the actual status of exploited resources. The hypothesis that the fleets significantly interfere with one another was rejected. The possibilities that target species compete with each other and that fishing affects the overall ecosystem were supported.

1. Introducción y Antecedentes

La pesca es una de las actividades humanas más extendidas en los ecosistemas marinos (Jenning y Kaiser 1998). A escala global la pesca ha mostrado un rápido desarrollo a partir de la segunda mitad del siglo pasado (García y Newton 1997, Watson y Pauly 2001, Pauly et al. 2002). El acelerado crecimiento de la población mundial, la demanda de alimento y empleo, la sobrecapitalización y los avances tecnológicos en las embarcaciones y los artes de pesca son algunos de los factores que han propiciado un incremento sustancial en el esfuerzo de pesca (FAO 2002, Pauly et al. 2002). En consecuencia, los niveles de captura de algunos stocks explotados en el mundo han aumentado considerablemente, otros han mostrado signos de agotamiento y/o sobreexplotación y en pocos casos se han registrado colapsos o extinción económica (Myers et al. 1996, FAO 2002). Tal situación ha llevado al planteamiento de que las capturas globales de peces marinos están aproximándose a su límite superior (Botsford et al. 1997, Pauly 1998, Watson y Pauly 2001).

Paralelo al desarrollo y a las tendencias globales de las pesquerías, se han observado efectos derivados de la pesca a nivel de población, comunidad y ecosistema (Auster et al. 1996, Collie et al. 1997, Pauly et al. 1998, Thrush et al. 1998, Fogarty y Murawski 1998, Jennings y Kaiser 1998, May 1999, Auster y Langton 1999, Pace et al. 1999, McConnaughey et al. 2000). Estos efectos son diversos y complejos y dependen entre otros factores de la intensidad de la pesca, las características de operación de los artes de pesca, la dinámica de las flotas, la

biología y ecología de las especies objetivo y la resiliencia del ecosistema explotado (Dayton et al. 2002).

A nivel de comunidades y ecosistemas la pesca ha inducido cambios estructurales y funcionales a través del incremento de la mortalidad sobre las especies objetivo e incidentales, y la alteración de los hábitat marinos, reduciendo la biodiversidad, alterando las tramas tróficas y disminuyendo la productividad del ecosistema (Bostford et al. 1997; Jennings y Kaiser 1998; May 1999, Jennings et al. 2001, Dayton et al. 2002).

Ante tal panorama ha emergido un consenso entre científicos y manejadores de pesquerías de que el uso sostenible de los recursos pesqueros sólo puede alcanzarse bajo un esquema de manejo que considere además del tradicional enfoque monoespecífico, basado en evaluaciones de especies objetivo únicas, el enfoque de ecosistema, basado en las interacciones tróficas y los flujos de energía y biomasa entre los componentes de la comunidad (Sherman y Alexander 1986; Sherman et al. 1991, 1993; Botsford et al. 1997; Pauly et al. 1998; Christensen y Pauly 1992, 2004; Gislason et al. 2000, Arreguín-Sánchez 2001).

Bajo esta perspectiva, el enfoque de ecosistema ha recibido una atención especial en las últimas dos décadas con el desarrollo y aplicación de modelos de ecosistemas en las pesquerías (Polovina 1986, Christensen y Pauly 1992, Walter et al. 1997, 1999, 2000, Pauly et al. 2002).

Los modelos de balance de masa, como el modelo Ecopath with Ecosim (Pauly y Christensen 1992; Walter et al. 1997; 1999, 2000) son una de las alternativas más utilizadas en la cuantificación de las interacciones tróficas en sistemas de recursos pesqueros a través del análisis de la estructura y función del ecosistema, con

capacidad de cuantificar y predecir los cambios en tiempo y espacio y con la alternativa de explorar los impactos pasados y futuros que ejercen la pesca y los factores forzantes (Walters 1997, 1999, 2004, Christensen y Walters 2004).

En este sentido se reconoce ampliamente la necesidad de identificar y cuantificar los efectos de la pesca, así como la falta de indicadores precisos de cambio de los ecosistemas ha sido uno de los principales problemas en la investigación de los impactos de la pesca. Esto, unido a la incapacidad de diferenciar los efectos ambientales de los propiciados por la pesca ha sido una de las principales limitantes en esta línea de investigación. Sin embargo, avances importantes han sido desarrollados al respecto (Christensen 1995) y es actualmente considerado un aspecto clave en el manejo sostenible de los recursos pesqueros (Pauly et al. 2000).

En el presente trabajo se utiliza el software Ecopath with Ecosim como herramienta para explorar los posibles impactos de la pesquería sobre el ecosistema de la plataforma continental de las costas de Jalisco y Colima. En esta área se ha supuesto que los cambios observados en la composición y abundancia de las poblaciones de peces explotadas en los últimos años por la flota ribereña son debidos al impacto de la pesca de arrastre, potencialmente a través de la alteración física del fondo y la mortalidad asociada a la fauna de acompañamiento del camarón (FAC). Asimismo se plantea una posible interdependencia directa entre flotas, debido a que la flota de arrastre explota incidentalmente juveniles de especies que son objetivo de otras flotas comerciales y en consecuencia inducir un posible conflicto de sobrepesca.

2. Objetivo General

Construir un modelo que permita profundizar en el conocimiento de las interrelaciones tróficas de las comunidades marinas del ecosistema y del impacto que producen los barcos arrastreros y la pesca artesanal en el ecosistema costero de la plataforma continental de Jalisco y Colima a fin de proponer estrategias de manejo que permitan el sostenimiento de la pesca manteniendo la salud del ecosistema.

3. Metas

- Construir un modelo ecológico de las interacciones tróficas y de los flujos de energía del ecosistema de la plataforma continental de Jalisco y Colima
- Evaluar el impacto de la actividad pesquera de los barcos arrastreros y las pesquerías ribereñas sobre el ecosistema.
- Explorar estrategias de manejo de las pesquerías de la región que permitan la obtención de rendimientos sostenidos sin dañar el ecosistema.

4. Justificación

El interés por conocer los efectos de la pesca en los ecosistemas acuáticos no es reciente; sin embargo, ha incrementado su importancia en la última década a partir de la detección de diversos síntomas de deterioro en los ecosistemas y en las pesquerías. En general, las capturas de las pesquerías marinas a escala global, muestran una tendencia a declinar, identificándose en la mayoría señales de agotamiento en diferente grado y magnitud. La disminución del nivel trófico de las capturas detectado en las pesquerías más importantes (Botsford et al. 1997, Pauly 1998, Watson y Pauly 2001), es considerado por algunos científicos como un indicio de cambio en la estructura de los ecosistemas, lo cual puede tener diversas implicaciones en el funcionamiento y dinámica de los ecosistemas explotados y en consecuencia el rendimiento de las pesquerías sería aún más incierto con respecto a la situación actual. Efectos similares de la pesca han sido detectados en muchos de los ecosistemas explotados por la pesca (Auster et al. 1996, Collie et al. 1997, Thrush et al. 1998, Fogarty y Murawski 1998, Jennings y Kaiser 1998, May 1999, Auster y Langton 1999, Pace et al. 1999, McConnaughey et al. 2000) .

Lo anterior ha llevado al planteamiento de que el manejo sustentable de los recursos pesqueros requiere adicionalmente considerar el conocimiento de la dinámica y funcionamiento de los ecosistemas. Esta consideración del ecosistema, referida en la literatura como “enfoque de ecosistema” ha sido impulsada extensamente alrededor del mundo a través de la construcción de modelos tróficos tipo Ecopath, los cuales permiten considerar a las pesquerías

como componentes del ecosistema y miden sus interacciones y efectos en el mismo.

Bajo este contexto, el conocimiento y cuantificación del impacto de la pesca en el ecosistema es concebido como uno de los aspectos claves y prioritarios para el manejo sustentable de las pesquerías.

En el presente estudio se aplica el enfoque Ecopath para conocer los aspectos básicos de la estructura y funcionamiento del ecosistema de la plataforma continental de las costas de Jalisco y Colima y a partir de esto explorar los posibles impactos de la pesca en el ecosistema y las estrategias de manejo. Con esto, se espera aportar una perspectiva diferente y complementaria al conocimiento tradicional utilizado en el manejo de los recursos pesqueros de la zona.

5. Hipótesis

La pesca desarrollada en las costas de Jalisco y Colima tiene un efecto negativo sobre la estructura y funcionamiento del ecosistema, su productividad y sobre la sostenibilidad de las comunidades biológicas, siendo ésta la causa de la disminución de la abundancia de algunas especies de interés comercial.

6. Materiales y métodos

6.1. Área de estudio

El área de estudio está delimitada por una franja que se extiende desde la línea de costa hasta la isobata de 90 m, desde punta Farallón en la desembocadura del Río Cuitzmala, Jalisco ($19^{\circ} 21' N$, $105^{\circ} 01' W$) hasta Cuyutlán, Colima ($18^{\circ} 55' N$, $104^{\circ} 07' W$), con una superficie aproximada de 700 km^2 (Fig. 1).

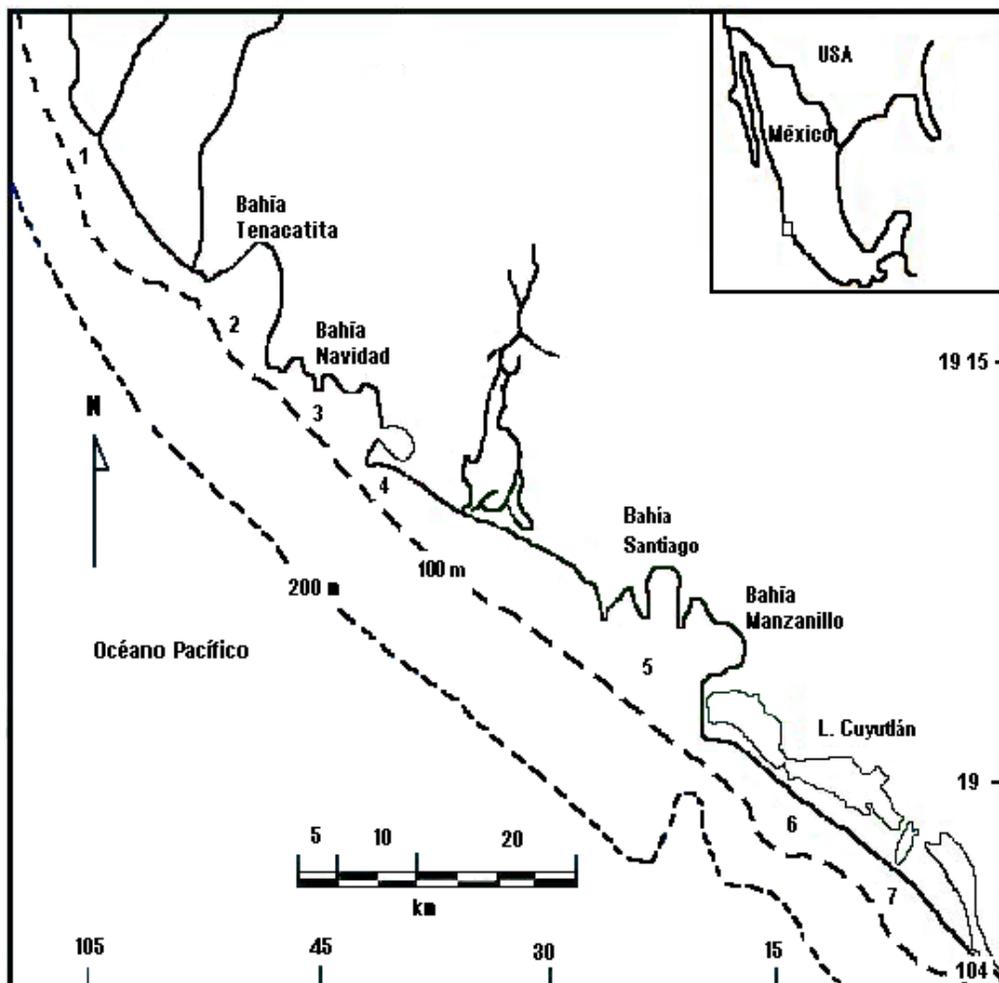


Figura 1. Área de estudio. Los números (1-7) señalan los sitios de muestreo donde se realizaron los arrastres experimentales.

La plataforma continental en esta región es muy estrecha, comprendiendo hasta la isobata de 200 m y a una distancia de la costa de 7 a 10 km (Filonov et al. 2000). El patrón general de circulación del área, descrito por Wyrski (1965) para el Océano Pacífico del Este, consiste principalmente de dos fases. La primera fase es influenciada por la corriente de California, caracterizada por la presencia de masas de agua fría de enero-febrero a abril-mayo. La segunda fase determinada por la Contracorriente Norecuatorial, se caracteriza por la presencia de masas de agua cálida desde julio-agosto hasta noviembre-diciembre (Filonov et al 2000, Godínez-Domínguez et al. 2000, Franco-Gordo et al. 2001).

En el área existen pesquerías multiespecíficas de tipo ribereña o artesanal, donde la red agallera, buceo comercial y línea de anzuelo son las principales artes utilizadas en la pesca, explotando una diversidad de recursos de peces comerciales (aproximadamente 130 especies) y algunos invertebrados (10 especies) durante todo el año (Cruz-Romero et al. 1989b, Rojo-Vázquez et al. 2001, Rojo-Vázquez 2004). El huachinango (*Lutjanus peru*) capturado con red agallera y línea de mano, y el pulpo (*Octopus hubbsorum*) capturado por buceo con compresor son las especies objetivo más importantes de la flota ribereña. La pesca industrial realizada por la flota de arrastre camaronesa, explota temporalmente recursos de peneidos y captura de manera incidental otras especies (aproximadamente 350 especies de peces e invertebrados. Se desconoce con precisión el nivel de la captura realizada por la flota camaronesa en el área de estudio debido a que ésta es considerada como zona de tránsito de la flota camaronesa que pesca a lo largo del Océano Pacífico mexicano, la cual se

moviliza entre los principales sitios de pesca, hacia el norte, en el Golfo de California y hacia el sur, en el Golfo de Tehuantepec (Godínez-Domínguez 2003).

6.2. Descripción del modelo Ecopath

Originalmente propuesto por Polovina (1984) y posteriormente modificado y mejorado por Christensen y Pauly (1992), Ecopath es un programa que permite caracterizar la estructura trófica y funcionalidad de un ecosistema con base en el balance de masas, que permite también describir atributos de su organización a través del análisis de redes (Ulanowicz 1986).

Las interacciones tróficas entre los grupos funcionales del ecosistema son descritos por un conjunto de ecuaciones lineales que representan cada uno de los grupos funcionales en el ecosistema y describe el balance entre la biomasa ganada a través de la producción y las pérdidas comprendidas en la depredación, pesca y otras exportaciones. Cuantitativamente estos procesos son representados como:

$$B_i P/B_i = Y_i + B_i P/B_i (1 - EE_i) + \sum_{j=1}^n B_j Q/B_j DC_{ji} \quad (1)$$

donde B_i es la biomasa de la especie/grupo i ; P/B_i es el cociente Producción/Biomasa de i , el cual es igual a la tasa instantánea de mortalidad total, Z , bajo condiciones de equilibrio (Allen, 1971); EE_i es la eficiencia ecotrófica de i , (la fracción de la producción consumida, y exportada del sistema), Y_i es el rendimiento de pesca (captura) para i ; Q/B_i es el cociente Consumo/Biomasa de i y DC_{ji} es la fracción del grupo i en la dieta del depredador j . El término que

contiene la sumatoria representa los consumos totales de i por todos los depredadores j .

6.3. Construcción del modelo trófico

El modelo trófico se construyó utilizando el software Ecopath with Ecosim 4.12 (Christensen y Pauly 1995, Christensen y Walters 2000) de acuerdo a los siguientes pasos:

6.3.1. Definición del ecosistema

El sistema analizado comprende el área de pesca de la flota camaronera (isobata 20-80 m) y el área de pesca artesanal (línea de costa hasta isobata 40 m) en la zona, delimitado en el norte por la desembocadura el río Cuitzmala en Jalisco y en el sur por Tepalcates en Colima, con una extensión estimada de 700 km² (Fig.1).

6.3.2. Definición y descripción de los grupos funcionales

Se definieron 38 grupos funcionales compuesto por 22 grupos de peces (158 especies), 9 grupos de invertebrados (140 especies) y un grupo por cada uno de los siguientes: mamíferos marinos (3 especie), aves marinas (20 especies), tortugas marinas (2 especies), zooplancton (47 especies), fitoplancton, peces muertos (fauna acompañante) y detritus. Los grupos fueron conformados de acuerdo a su importancia como recurso pesquero, importancia ecológica y su abundancia en la zona. En la tabla 1 se presentan las familias y especies más representativas de los grupos funcionales.

Los datos usados para los grupos de peces e invertebrados forman parte de una base de datos construida a partir de 84 arrastres experimentales realizados a bordo del BIP-V, propiedad de la Universidad de Guadalajara, durante el periodo 1995-1996 en la zona de estudio. Los arrastres fueron realizados en siete localidades, en cuatro estratos de profundidad (20, 40, 60 y 80 m) y en tres periodos (mayo-junio 1995, noviembre-diciembre 1995 y marzo 1996), utilizando una red de arrastre camaronera tipo "semiportuguesa". Los detalles del muestreo se encuentran en González-Sansón et al. (1997) y Saucedo-Lozano et al. (1998). Para el grupo aves marinas se utilizaron datos obtenidos a través de censos mensuales realizados durante un ciclo anual (Salvador Hernández-Vázquez, Universidad de Guadalajara, comunicación personal).

Para el grupo zooplancton se utilizó la información reportada por Franco-Gordo (2001).

Tabla 1. Familias y especies más representativas de los grupos funcionales incluidos en el modelo.

Grupos funcionales	Familias	Especies representativas
Mamíferos marinos	Delphinidae	<i>Delphinus delphis</i> , <i>Stenella attenuata</i> , <i>S. longirostris</i>
Aves marinas	Sulidae, Phalacrocoracidae Fragatidae, Pelecanidae	<i>Sula leucogaster</i> , <i>Phalacrocorax brasileanus</i> , <i>Pelecanus occidentalis</i> , <i>Fragata magnificens</i>
Tortugas marinas	Cheloniidae	<i>Lepidochelys olivacea</i> , <i>Chelonia agassizi</i>
Tiburones	Sphyrnidae, Carcharhinidae	<i>Sphyrna lewini</i> , <i>Carcharhinus porosus</i>
Picudos	Istiophoridae	<i>Istiophorus platypterus</i> , <i>Tetrapturus audax</i>
Dorado	Coryphaenidae	<i>Coryphaena hippurus</i>
Rayas	Dasyatidae, Narcinidae, Rajidae	<i>Urotrygon asterias</i> , <i>U. rogersi</i> , <i>Narcine entemedor</i> , <i>Urobatis halleri</i> , <i>Rhinobatos glaucostigma</i>
Anguilas y morenas	Muraenidae, Ophichtidae, Congridae	<i>Gymnothorax equatorialis</i> , <i>Paraconger californiensis</i> , <i>Echiophis brunneus</i>

Sierra	Scombridae	<i>Scomberomorus sierra</i>
Otros escómbridos	Scombridae	<i>Katsuwonus pelamis</i>
Sardinas	Clupeidae	<i>Opisthonema libertat</i> , <i>Pliosteostoma lutipinnis</i>
Synodóntidos	Synodontidae	<i>Synodus sechura</i> , <i>S. scituliceps</i> , <i>S. evermanni</i> , <i>S. lacertinus</i>
Ofididos	Batrachoididae, Ophidiidae	<i>Porychthis margaritatus</i> , <i>Otophidium sp.</i> , <i>Ophidion galeodies</i>
Gasterostéidos	Scorpaenidae, Triglidae, Grammistidae, Fistularidae, Centropomidae, Holocentridae, Syngnathidae, Malacanthidae	<i>Scorpaena russula</i> , <i>Prionotus ruscarius</i> , <i>P. stephanophrys</i>
Serránidos	Serranidae	<i>Diplectrum euryplectrum</i> , <i>Epinephelus analogus</i> , <i>D. rostrum</i> , <i>Paralabrax loro</i>
Carángidos	Carangidae	<i>Selene peruviana</i> , <i>Chloroscombrus orqueta</i> , <i>Caranx vinctus</i> , <i>Seriola rivoliana</i>
Adultos <i>Lutjanus peru</i>	Lutjanidae	<i>Lutjanus peru</i>
Juveniles <i>Lutjanus peru</i>	Lutjanidae	<i>Lutjanus Peru</i>
Otros lutjánidos	Lutjanidae	<i>Lutjanus novemfasciatus</i> , <i>Lutjanus guttatus</i>
Gerréidos	Gerreidae	<i>Eucinostomus currani</i> , <i>E. gracilis</i> , <i>Diapterus peruvianus</i> , <i>Eugerres sp.</i>
Hemúlidos	Haemulidae	<i>Haemulopsis axillaris</i> , <i>Haemulon maculicauda</i> , <i>Microlepidotus inornatus</i>
Sciénidos	Sciaenidae	<i>Cynoscion nannus</i> , <i>Ophioscion strabo</i> , <i>Umbrina xanti</i>
Pleuronéctidos	Pleuronectidae	<i>Syacium latifrons</i> , <i>Bothus sp.</i> , <i>S. ovale</i> , <i>Bothus leopardinus</i> , <i>Cyclopsetta querna</i>
Tetradóntidos	Tetraodontidae	<i>Diodon hystrix</i> , <i>Sphoeroides sechurae</i> , <i>Diodon holacanthus</i> , <i>Sphoeroides lobatus</i>
Otros peces	Mullidae, Apogonidae, Polynemidae	<i>Pseudupeneus grandisquamis</i> , <i>Apogon retrosella</i> , <i>Polydactylus approximans</i>
Braquiuros	Portunidae	<i>Portunus xantusii affinis</i> , <i>P. asper</i> , <i>P. spp.</i> , <i>Arenaeus mexicanus</i>

Peneidos	Peneidae	<i>Penaeus brevirostris</i> , <i>Trachypenaeus brevisuturae</i> , <i>Penaeus californiensis</i>
Otros crustáceos		<i>Albunea lucasia</i> , <i>Collodes tenuirostris</i> , <i>Dardanus sinistripes</i>
Estomatópodos	Eurysquillidae, Hemisquillidae, Squillidae	<i>Squilla panamensis</i> , <i>S. hancocki</i> , <i>S. mantoidea</i>
Pulpo		<i>Octopus hubbsorum</i>
Moluscos	Fasciariidae, Conidae	<i>Fusinus dupetithouarsi</i> , <i>Solenosteira gatesi</i> , <i>Conus patricius</i>
Equinodermos		<i>Astropyga pulvinata</i> , <i>Luidia foliolata</i> , <i>L. superba</i> , <i>Astropecten armatus</i>
Infaua	Nereididae, Amphinomidae	-
Otros macroinvertebrados		<i>Renilla kolikeri</i> , Gorgonáceos
Zooplancton		
Fitoplancton		

6.3.4. Proporción del hábitat que ocupa cada grupo funcional

Se estimó de manera general la proporción del hábitat para cada grupo funcional con base en los tipos de sustrato existentes en el área (SEMARINA 2000), la ocurrencia y abundancia de cada especie o grupo en los hábitat e información sobre el hábitat de preferencia de los grupos (Allen y Robertson 1994).

6.3.5. Definición de flotas de pesca

Se consideraron las flotas ribereñas que operan con base a redes agalleras-línea de mano y buceo comercial y la de arrastre camaronera, por ser las predominantes y bajo el supuesto de que tienen un impacto mayor en el ecosistema.

De acuerdo a las estadísticas oficiales, la intensidad de pesca y el volumen de la captura de las pesquerías con redes agallera y buceo comercial son significativamente mayores en la parte norte del área de estudio (Bahía de Navidad). En la parte sur del área (costa del estado de Colima) predomina el uso de la línea de mano, dirigida principalmente a la captura de huachinango (González Becerril 2001). Para la flota de arrastre se desconoce su dinámica de operación en el área, por lo que en el presente estudio se presupuso un comportamiento similar en toda el área.

Considerando las diferencias espaciales en el uso de los artes de pesca en el área mencionadas anteriormente y la incertidumbre existente de la información de la captura con relación al arte de pesca se determinó agrupar a la red agallera y la línea de mano como una flota.

Para la flota buceo comercial se considera exclusivamente la pesquería del pulpo, realizada en la parte norte del área de estudio, debido al relativo alto nivel de la captura registrada.

6.3.6. Estimación de parámetros de entrada

Para obtener los datos de entrada del modelo Ecopath se utilizaron diferentes fuentes de información y métodos de estimación (Tabla 2).

Biomasa

La biomasa de la mayoría de los grupos funcionales fue estimada como el cociente entre el promedio del peso capturado por unidad de área barrida por año, representado en unidades de $t/km^2/año^1$ y el coeficiente de capturabilidad (q),

estimado como el valor de la pendiente de la relación entre la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y la captura acumulada (Leslie y Davies 1947). Para el grupo Peces muertos, el cual representa la FAC exclusivamente de peces, se utilizó la magnitud de su captura como biomasa. Los datos utilizados fueron obtenidos a partir de 84 arrastres experimentales realizados a bordo del BIP-V, propiedad de la Universidad de Guadalajara, durante el periodo 1995-1996 en la zona de estudio (figura 1).

Para los grupos de pelágicos y la infauna la biomasa fue estimada por el modelo, debido al sesgo que representarían las capturas por la red de arrastre. Otros grupos donde la biomasa fue estimada por el modelo debido a la ausencia total de datos fueron: tortugas marinas, tiburones, picudos, dorado, pulpo y fitoplancton.

La biomasa del grupo aves marinas fue estimada utilizando datos de abundancia numérica registrados mensualmente a través de un censo por recuento realizado durante un ciclo anual (Salvador Hernández-Vázquez, Universidad de Guadalajara, comunicación personal), el peso corporal promedio de las especies y la superficie total de su hábitat.

La biomasa del zooplancton se estimó utilizando datos de densidad y abundancia numérica (Franco-Gordo 2001).

Tabla 2. Fuentes de los datos de entrada del modelo de la plataforma continental de Jalisco y Colima. (+) = estimaciones realizadas por métodos empíricos de acuerdo a Pauly (1980) y Jarret et al. (1991). (Para valores usados en estas estimaciones ver Tablas 3 y 4). (a)= estimado con datos de la zona.

Grupo	Dieta	Biomasa (g m ⁻²)	P/B y Q/B (g m ⁻² y ⁻¹)
Mamíferos marinos	Galván-Magaña (1999), Barros y Odell (1995)	Estimado por Ecopath	Hernández-Herrera y Cisneros-Mata. (1999).
Aves marinas	Opitz (1993), Hernández-Herrera y Cisneros-Mata (1999)	Censo por recuento (a)	Opitz (1993), Gallasa y Rosii (2004)
Tortugas marinas	Opitz (1993)	Estimado por Ecopath	Opitz (1993)
Tiburones	Galván-Magaña (1999), Galván-Magaña et al. (1994)	Estimado por Ecopath	(+)
Picudos	Rosas-Alayola et al. (2001), Abitia-Cárdenas et al. (1997)	Estimado por Ecopath	(+)
Dorado	Olson y Galván-Magaña (), Aguilar-Palomino (1993)	Estimado por Ecopath	(+), (a)
Rayas	Valadez-González et al. (2000), Valadez-González et al. (2001), (a)	Área barrida (a)	(+)
Anguilas y morenas	Randal (1967), Godínez-Domínguez et al. (1999), Russell (1983)	Área barrida (a)	Godínez-Domínguez et al. (1999)
Sierra	Collette y Naven (1983)	Estimado por Ecopath	(+)
Otros escómbridos	Pauly (1989), Espino-Bar et al. (1999)	Estimado por Ecopath	(+)
Sardina	Molina y Manrique (1997), Randal (1967)	Estimado por Ecopath	(+)
Synodontidos	Randal (1967), Peláez-Rodríguez (1996), Hiatt y Strasburg (1960)	Área barrida (a)	(+), (a)
Ofídidos	Arreguín-Sánchez et al. (2002)	Área barrida (a)	(+), (a)
Gasterosteidos	Randal (1967), Mendieta y Samamé (1984)	Área barrida (a)	Arreguín-Sánchez et al. (2002)
Serranidos	Brulé et al. (1994),	Área barrida (a)	(+)
Carángidos	Sierra et al. (1994),	Estimado por Ecopath	(+)
Juv. <i>Lutjanus peru</i>	Saucedo-Lozano y Chiapa-Carrara (2000), (a)	Área barrida (a)	(+), (a)
Ad. <i>Lutjanus peru</i>	Santamaría-Miranda (1998)	Estimado por Ecopath	(+), (a)
Otros lutjánidos	Saucedo-Lozano y Chiapa-Carrara (2000), (a)	Área barrida (a)	(+), (a)
Gerréidos	Vega-Cendejas et al. (1994), Randal (1967)	Área barrida (a)	(+)
Hemúlidos	Randal (1967),	Área barrida (a)	(+)
Sciénidos	López-Cazorla (1996), González y Soto (1988)	Área barrida (a)	(+)
Pleuronéctidos	Bowman et al (1900), Langton y Browman (1981)	Área barrida (a)	(+)
Tetraodóntidos	Raymundo-Huizar y Chiapa-Carrara (2000), (a)	Área barrida (a)	(+)
Otros peces	Randal (1967), Wahbeh (1992)	Área barrida (a)	(+)
Braquiuros	Godínez-Domínguez et al. (1999)	Área barrida (a)	Godínez-Domínguez et al. (1999)

Peneidos	Godínez-Domínguez et al. (1999)	Área barrida (a)	Arreguín-Sánchez et al. (2002)
Estomatópodos	Godínez-Domínguez et al. (1999)	Área barrida (a)	Opitz (1993), Arreguín-Sánchez et al. (1993)
Otros crustáceos	Godínez-Domínguez et al. (1999)	Área barrida (a)	Arreguín-Sánchez et al. (1993a)
Pulpo	Arreguín-Sánchez et al. (1993), Villanueva (1993)	Estimado por Ecopath	Arreguín-Sánchez et al. (1993a)
Otros moluscos	Godínez-Domínguez et al. (1999)	Área barrida (a)	Arreguín-Sánchez et al. (1993a)
Equinodermos	Alvarez-Hernández (1999), Opitz (1993)	Área barrida (a)	Opitz (1993)
Infaua	Manickchand-Heileman et al. (1999)	Estimado por Ecopath	Pérez-España (1999), Manickchand-Heileman et al. (1999)
Otros macroinvertebrados	Alvarez-Hernández (1999), Opitz (1993)	Área barrida (a)	Opitz (1993)
Zooplankton	Godínez-Domínguez et al. (1999)	Área barrida (a)	Arreguín-Sánchez et al. (2002)
Fitoplancton		Estimado por Ecopath	Arreguín-Sánchez et al. (2002)
Peces muertos		Área barrida (a)	(+)
Detritus			

Relación producción/biomasa (P/B)

Bajo condiciones de equilibrio, el cociente P/B es equivalente a la tasa instantánea de mortalidad total (Z) (Allen 1971). De esta manera, para los peces no explotados, este valor es igual a la tasa instantánea de mortalidad natural (M), la cual fue estimada mediante la ecuación empírica de Pauly (1980):

$$M = L_{\infty}^{-0.279} K^{0.65} T^{0.463} \quad (2)$$

donde la longitud asintótica L_{∞} (cm) y el coeficiente de crecimiento K (año⁻¹) son los parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy y T es la temperatura media anual del sistema (obtenida a través de muestreos mensuales durante un ciclo anual, en grados centígrados).

La mortalidad natural fue calculada para la especie más representativa de cada grupo funcional. En la Tabla 3 se presentan los valores de los parámetros de

crecimiento de los grupos funcionales de peces y las fuentes de donde fueron obtenidos

Para los invertebrados, los valores de P/B fueron tomados de otros modelos de ecosistemas similares (Tabla 2).

Tabla 3. Datos usados para el cálculo de la mortalidad natural (P/B), según Pauly (1980), para las especies representativas de los grupos funcionales de peces. K = coeficiente de crecimiento y L_{∞} = longitud asintótica de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy. (a)= estimado con datos de la zona.

Grupo	Especie	K (año ⁻¹)	L_{∞} (cm)	Referencia
Tiburones	<i>Negaprion brevirostris</i>	0.54	250	Hoenig (1979)
	<i>Carcharhinus porosus</i>	0.08	135	Lessa y Santana (1998)
Picudos	<i>Istiophorus platypterus</i>	0.752	207	Alvarado-Castillo (1993).
Dorado	<i>Coryphaena hippurus</i>	0.57	122	Torres-Alfaro (1996).
Rayas	<i>Urobatis halleri</i>	0.152	46	Babel (1967)
Sierra	<i>Scomberomorus sierra</i>	0.64	908	Collette y Nauen (1983)
Otros escómbridos	<i>Katsuwonus pelamis</i>	0.44	85.1	Tandog-Edralin et al. (1990)
Sardinias	<i>Opisthonema libertate</i>	0.3923	208	Gallardo et al. (1993)
Synodóntidos	<i>Synodus sechura</i>	0.75 (a)	31.5 (a)	Ruiz-Ramirez et al. (1997)
Carángidos	<i>Caranx sexfasciatus</i>	0.56 (a)	33.6 (a)	Cruz-Romero et al. (1995)
Lutjánidos	<i>Lutjanus peru</i>	0.156 (a)	64 (a)	Cruz-Romero et al. (1996)
Otros lutjánidos	<i>L.guttatus</i>	0.19 (a)	64.2 (a)	Cruz-Romero et al. (1991)
Gerréidos	<i>Gerres cinereus</i>	0.65	28	Valle et al. (1997)
Hemúlidos	<i>Haemulon maculicauda</i>	0.12 (a)	28.5 (a)	Cruz-Romero et al. (1993)
Esciénidos	<i>Cynocion xanthulum</i>	1.308	44.8	Allen y Robertson (1994)
Otros peces	<i>Mulloidichthys flavolineatus</i>	0.213	31.7	Wahbeh (1992)

Relación consumo/biomasa (Q/B)

El cociente consumo/biomasa se refiere a la cantidad de alimento ingerido por un grupo expresado con respecto a su propia biomasa en el periodo de tiempo considerado. La estimación de Q/B para los grupos de peces considerados en el

modelo se obtuvo con la ecuación empírica propuesta por Palomares y Pauly (1998) incluida en Ecopath (módulo Ecompare), expresada como:

$$\log Q/B = 7.964 - 0.204 \log W_{\infty} - 1.965 T + 0.083 A + 0.532 h + 0.398 d \quad (3)$$

la cual se basa en la temperatura del ambiente, T (grados centígrados), el tamaño y aspectos morfológicos del pez, A, el peso asintótico, W_{∞} del modelo de von Bertalanffy y el tipo de alimento, h y d. Los parámetros usados para el cálculo de Q/B son presentados en la tabla 4.

Para los invertebrados, los valores de Q/B fueron tomados de otros modelos de ecosistemas similares (Tabla 2).

Tabla 4. Datos usados para el cálculo de la relación consumo/biomasa (Q/B), según Jarret *et al.* (1991) para las especies representativas de los grupos funcionales de peces. W_{∞} = peso asintótico del modelo de crecimiento de von Bertalanffy, A = aspecto de la aleta del pez

Grupo	Especie	A	W_{∞} (g)	Referencia
Tiburones	<i>Negaprion brevirostris</i>	1.63	249852.6	Hoenig (1979)
	<i>Sphyrna lewini</i>	1.63	164939.1	Lessa y Santana (1998)
Picudos	<i>Istiophorus platypterus</i>	6.55	167744.3	Alvarado-Castillo (1993).
Dorado	<i>Coryphaena hippurus</i>	6.55	13800	Torres-Alfaro (1996).
Sierra	<i>Scomberomorus sierra</i>	1.9	8349.7	Collette y Nauen (1983)
Otros escómbridos	<i>Katsuwonus pelamis</i>	6.55	15433	Tandog-Edralin et al. (1990)
Sardinias	<i>Opisthonema libertate</i>	1.9	153.41	Gallardo et al. (1993)
Synodóntidos	<i>Synodus sechura</i>	1.32	236.04 (a)	Ruiz-Ramirez et al. (1997)
Ophidiidos	<i>Porychthis margaritatus</i>	1.32	83.37 (a)	Ruiz-Ramirez et al. (1997)
Carángidos	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	1.9	1839	Isebor (2000)
Lutjánidos	<i>Lutjanus peru</i>	1.32	5536 (a)	Cruz-Romero et al. (1996)
Otros lutjánidos	<i>L. guttatus</i>	1.32	4577 (a)	Cruz-Romero et al. (1996)

Esciénidos	<i>Cynocion xanthulum</i>	1.32	8474.7	Allen and Robertson (1994)
	<i>Cynocion nannus</i>	1.32	218	
Tetraodóntidos	<i>Diodon holacanthus</i>	1.32	7150.8	García et al. (1998)
Otros peces	<i>Mulloidichthys flavolineatus</i>		562.7	Wahbeh (1992)

Capturas (Y)

Los datos de captura de la pesquería artesanal fueron obtenidos de las estadísticas oficiales de la Secretaría de Pesca (Anuario estadístico de pesca 1999), comprenden el periodo 1989-1999. Adicionalmente se utilizó una base de datos de avisos de arribo perteneciente a la oficina de Pesca de Barra de Navidad, Jalisco, que comprende el periodo 1997-2000 (Secretaría de Pesca, Delegación Jalisco). Los datos de captura fueron estandarizados por unidad de área (t/km²).

La captura del grupo Peneidos, estimada a partir de la captura de camarón registrada para el estado de Colima; donde se tiene registradas 25 embarcaciones camaroneras en los últimos tres años del periodo analizado fue escalada a 100 embarcaciones suponiendo este esfuerzo de pesca como una aproximación gruesa del número de barcos posibles que operan en el área durante la temporada de pesca de camarón, estimado de acuerdo al conocimiento y experiencia de los pescadores regionales.

El descarte (fauna de acompañamiento del camarón o FAC), estimado a partir de datos obtenidos en los arrastres experimentales, también fue ajustado al esfuerzo supuesto anteriormente.

Eficiencia ecotrófica (EE)

Este parámetro es difícil de medir por lo que usualmente se deja como incógnita para que lo estime el modelo. Para los grupos pelágicos se proporcionó un valor de EE con base a valores reportados en otros modelos similares (Tabla 5). En el resto de los grupos la EE fue estimada por el modelo Ecopath.

Tabla 5. Datos de entrada para el modelo Ecopath del ecosistema de plataforma continental de Jalisco y Colima. AH = área del hábitat (proporción), BH = biomasa en el área del hábitat (t/km²), P/B = tasa de producción biomasa (año⁻¹), Q/B = tasa de consumo biomasa (año⁻¹), EE = eficiencia ecotrófica, C = capturas (t/km²), D = descarte (t/km²). Los valores faltantes son estimados por El modelo Ecopath en la etapa de estimación de parámetros.

Grupo funcional	A H	B H	P/B	Q/B	EE	C	D
1 Mamíferos marinos	1		3.000	15.000	0.65		
2 Aves marinas	0.2	0.136	0.1	80.000			
3 Tortugas marinas	1		0.200	3.500	0.5		
4 Tiburones	1		0.607	6.100	0.75	0.820	
5 Picudos	1		0.852	7.310	0.9		
6 Dorado	1		0.859	4.050	0.9		
7 Rayas	0.9	17.62	0.430	3.083		0.250	2.812
8 Anguilas y morenas	0.9	0.970	1.371	6.015			0.152
9 Sierra	1		1.172	4.500	0.85	0.380	
10 Escómbridos	1		0.838	7.710	0.95	0.130	
11 Sardinas	1		2.040	12.990	0.95		0.004
12 Synodontidos	0.8	0.754	1.439	11.900			0.120
13 Ofídidos	0.8	5.94	1.440	11.000			0.948
14 Gasterosteidos	0.8	2.637	0.821	3.883			0.420
15 Serránidos	0.9	1.357	0.772	6.444			0.216
16 Carángidos	1		0.949	7.800	0.96	0.160	
17 Juveniles <i>Lutjanus peru</i>	0.7	0.256	0.760	4.300			0.064
18 Adultos <i>Lutjanus peru</i>	0.9	0.542	0.570	4.749		0.245	
19 Otros lutjánidos	0.9	0.422	0.749	4.600		0.114	0.064
20 Gerreidos	0.7	0.235	1.353	13.300		0.019	0.036
21 Hemúlidos	0.8	1.160	1.068	8.655		0.092	0.184
22 Esciénidos	0.7	4.939	1.880	10.800		0.042	0.788
23 Pleuronéctidos	0.9	12.821	0.593	2.074			2.044
24 Tetraodóntidos	0.8	9.677	1.600	5.300		0.144	1.544
25 Otros peces	0.9	0.605	1.281	9.970		0.392	0.096
26 Braquiuros	0.9	21.385	2.800	8.500		0.122	26
27 Peneidos	0.7	0.552	5.875	20.140		0.692	0.240
28 Estomatópodos	0.7	0.813	2.800	9.039			0.356
29 Otros crustáceos	0.9	0.282	2.238	8.572			0.508
30 Pulpo	0.5		1.200	3.500	0.95	0.336	
31 Moluscos	0.9	4.992	2.500	8.300			0.480

32	Equinodermos	1	1.322	1.200	4.00		0.708
33	Infauna	1		4.283	20.611	0.95	0.068
34	Otros macroinvertebrados	0.7	0.43	0.800	9.00		0.116
35	Zooplancton	1	17.59	24.458	97.704		
36	Fitoplancton	1		66.396		0.95	
37	Peces muertos	1	9.38				
38	Detritus	1					

Matriz depredador presa

Se construyó la matriz depredador-presa utilizando datos de composición de dietas de diversos estudios de contenido estomacal para las especies representativas de la mayoría de los grupos funcionales considerados en el modelo (Tabla 6). Los grupos funcionales ubicados en los renglones de la matriz representan las presas, mientras que los grupos ubicados en las columnas representan los depredadores. Los valores representan el consumo de presas por depredadores, dado en proporciones. La fuente principal donde se obtuvo la información fue Fishbase 2000 (Froese y Pauly 2002).

Una vez incorporados los datos de entrada requeridos por Ecopath, el proceso de construcción del modelo trófico se realizó en las siguientes etapas:

- **Estimación de parámetros:** Consiste en la estimación de los parámetros faltantes de algunos de los grupos funcionales a partir de la información incorporada al programa Ecopath y de los atributos del ecosistema expresado en dos niveles, para cada grupo y para el ecosistema (tabla 7). Las estimaciones son realizadas por el programa, como parte del proceso de solución de la ecuación base de Ecopath (ecuación 1).

- **Balanceo:** Consistió en realizar ajustes graduales, principalmente a los datos de dieta de los grupos funcionales que presentaron valores de eficiencia ecotrófica (EE) mayor a uno. El balance del modelo se logró una vez que todos los grupos funcionales presentaron valores de EE menor o iguales a uno. Se hace énfasis en el balance a través de dietas, principalmente, dado que de los datos de entrada son los que mayor incertidumbre contienen.
- **Consistencia:** La consistencia del modelo se verificó a través de diferentes criterios fisiológicos: eficiencia ecotrófica ($EE < 1$), eficiencia bruta (tasa de producción/consumo) (valores entre 0.1 y 0.3 para la mayoría de los grupos), la tasa de respiración/asimilación (menor a 1) y valores de mortalidad por pesca (F) similares para la misma época a los obtenidos a partir de estimaciones independientes de los principales recursos explotados.
- **Mejor modelo posible:** se obtuvo el mejor modelo posible a través de la rutina Ecoranger. La rutina utiliza un procedimiento tipo Monte-Carlo, evaluando las alternativas del modelo con las combinaciones de las variables de entrada seleccionadas aleatoriamente a partir de las distribuciones especificadas. En este caso se utilizó la distribución normal y un coeficiente de variación de 20 % y la minimización de residuales como criterio de restricción. Se consideró que el modelo era apropiado cuando se obtuvieron al menos 3000 iteraciones positivas (modelo Ecopath balanceado).
- **Calidad del modelo:** se utilizó la rutina “Pedigrí” de Ecopath, la cual evalúa la calidad del modelo en función del origen de los datos de entrada y su confiabilidad. Para cada uno de los parámetros de entrada de todos los grupos funcionales se indica su origen y confiabilidad de acuerdo a un proceso de

categorización. Se utilizaron los valores proporcionados por Ecopath. Con base a las opciones seleccionadas en cada parámetro de cada grupo, se calcula un índice de pedigrí, Pe , como ponderación de todos los índices específicos al pedigrí del parámetro. Estos valores son usados para calcular el índice de pedigrí global del modelo. La escala de los valores del índice Pe es de 0 a 1 y se interpreta de manera análoga a un coeficiente de determinación.

Tabla 6. Matriz de dietas depredador-presa de los grupos funcionales del modelo. La columna representan los depredadores y las filas las presas.

Depredador/ presa	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27
1 Mamíferos marinos				0.042																							
2 Aves marinas				0.001																							
3 Tortugas marinas		0.005	0.003	0.005											0.004	0.004					0.006						
4 Tiburones				0.002																							
5 Picudos	0.067	0.004		0.079	0.051	0.011				0.008						0.007											
6 Dorado	0.063	0.002		0.024	0.079	0.02				0.035																	
7 Rayas			0.131	0.118																							
8 Anguilas y morenas	0.015			0.015			0.013										0.091	0.021	0.009								
9 Sierra	0.195								0.031	0.227						0.01											
10 Escómbridos	0.072			0.023	0.099	0.012				0.045																	
11 Sardinas	0.198	0.632		0.139	0.313	0.163			0.845	0.507		0.339			0.029	0.699	0.066	0.096	0.018		0.165		0.278	0.049			
12 Synodontidos	0.004			0.003		0.003	0.014					0.043			0.013						0.003						
13 Ofídidos	0.042			0.076			0.032					0.015			0.087		0.021	0.073							0.047		
14 Gasterosteidos	0.007			0.02			0.006	0.018		0.007		0.007			0.058		0.003	0.025							0.01		
15 Serránidos								0.212				0.044						0.004									
16 Carángidos	0.02	0.047		0.006	0.058	0.012				0.07		0.022			0.024	0.016		0.004									
17 Juveniles <i>Lutjanus peru</i>									0.007	0.002					0.001				0.012		0.002						
18 Adultos <i>Lutjanus peru</i>				0.001				0.001																			
19 Otros lutjánidos				0.002	0.005			0.002							0.002	0.002			0.001		0.003						
20 Gerreidos		0.014										0.003			0.003	0.002										0.005	
21 Hemúlidos	0.004	0.016						0.067				0.022						0.061	0.012		0.014					0.017	
22 Esciéndidos	0.126											0.061			0.041							0.018		0.05			
23 Pleuronéctidos	0.005		0.047				0.072					0.236												0.079			
24 Tetraodóntidos				0.173	0.221	0.362	0.015	0.388		0.016													0.038	0.008			
25 Otros peces	0.002	0.004		0.001	0.002	0.002		0.002	0.001	0.002		0.002			0.002	0.002	0.001	0.025	0.006	0.009							
26 Braquiuros		0.012	0.783	0.09	0.077	0.177	0.161	0.003							0.019	0.534	0.081	0.33	0.269	0.044	0.063		0.062	0.031	0.12	0.696	0.014
27 Peneidos	0.002		0.024				0.002	0.005				0.011	0.001	0.011	0.022	0.015	0.054	0.004	0.011	0.04	0.012	0.002	0.002	0.005	0.013		
28 Estomatópodos			0.005		0.005	0.002	0.003					0.009	0.003	0.005	0.013			0.009		0.077	0.018	0.002	0.002	0.004			
29 Otros crustáceos		0.005	0.003				0.001	0.006							0.002		0.062	0.007	0.008	0.027	0.002	0.001					
30 Pulpo				0.045	0.049		0.108		0.003			0.007	0.005		0.018		0.012	0.016		0.003					0.032		
31 Moluscos				0.04	0.05	0.006	0.015		0.051			0.006			0.005		0.009		0.07	0.174	0.029	0.01	0.047	0.094			
32 Equinodermos												0.003								0.025	0.019			0.005	0.023		
33 Infauna		0.011					0.259	0.042				0.11	0.122	0.06			0.014	0.224		0.314	0.227	0.093	0.434	0.004	0.02	0.003	0.0
34 Otros macroinvertebrados			0.002												0.002		0.037	0.01	0.013	0.009	0.001			0.004			
35 Zooplancton	0.145	0.145		0.098		0.178			0.092		0.791	0.551	0.895		0.106	0.174	0.04	0.394	0.124	0.445	0.496			0.016			0.0
36 Fitoplancton											0.209				0.027					0.167							0.0
37 Peces muertos	0.034	0.101	0.002	0.04			0.035	0.121	0.032	0.013		0.068	0.006	0.006	0.027	0.011					0.003		0.007	0.063	0.005	0.005	
38 Detritus							0.386			0.015		0.302			0.112	0.024	0.123	0.126	0.289	0.25	0.071	0.13	0.396	0.359	0.025	0.978	0.8
Suma	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

6.4. Descriptores y atributos del ecosistema

Se describen a continuación los atributos más relevantes considerados en Ecopath para la descripción y caracterización del ecosistema modelado.

6.4.1. Nivel trófico

En Ecopath se asigna por definición el nivel trófico 1 a los productores primarios y al detritus y un nivel trófico de 1 + (el promedio ponderado del nivel trófico de las presas) de los consumidores.

Para las pesquerías se asigna un nivel trófico correspondiente al nivel trófico promedio de la captura (sin adicionar 1 como se hace a los depredadores “ordinarios”).

6.4.2. Índice de Omnivoría

Se calcula como la varianza del nivel trófico de las presas del depredador a través de la siguiente formulación:

$$OI_i = \sum_{j=1}^n (TL_j - (TI_i - 1))^2 \cdot DC_{ji} \quad (4)$$

donde TL_j es el nivel trófico de la presa j , TL_i es el nivel trófico del depredador i , y DC_{ji} es la proporción de la presa i que constituye la dieta del depredador j .

El índice se escala de 0 a 1. Un valor de cero designa un depredador especializado, que se alimenta en un nivel trófico, mientras que valores más altos indican que un consumidor se alimenta en varios niveles tróficos.

6.4.3. Flujos totales del sistema

Los flujos totales del sistema (Total system throughput) es la suma de todos los flujos en un sistema. Se estima como la suma de flujos de cuatro componentes: 1) consumo total, 2) exportación total (pesca), 3) respiración total y 4) flujo total a detritus. Incluyen también los cambios entre las presas y los depredadores.

Los flujos totales del sistema representan el tamaño del sistema en términos de flujo (Ulanowicz 1986).

6.4.4. Índice de conectancia

Representa la proporción del número de conexiones actual con respecto a todas las conexiones posibles en una cadena alimenticia. En Ecopath el número de conexiones posibles en el modelo se estima como $(N - 1)^2$, donde N es el número de grupos vivos.

Se ha observado que el número actual de conexiones posibles en una cadena alimenticia es gruesamente proporcional al número de grupos en el sistema. De esta forma:

$$IC \text{ a } N/(N-1)^2 \approx 1/(N-1) \quad (5)$$

El valor del índice de conectancia está, al menos en sistemas acuáticos, determinado por el nivel de detalle taxonómico usado para representar los grupos de presas, y esto evita comparaciones significativas entre sistemas.

6.4.5. Ascendencia

La Ascendencia es una medida de la información mutua promedio en un sistema, escalada por los flujos totales y es derivada de la teoría de la información (Ulanowicz 1986, Ulanowicz y Norden 1990). Se calcula como:

$$A = T I \quad (6)$$

donde T representa los flujos totales del sistema ($\sum T_{ij}$) e I la información mutua promedio del sistema.

Si se conoce la ubicación de una unidad de energía, la incertidumbre en donde ésta fluirá es reducida por una cantidad llamada información mutua promedio, expresada como:

$$I = \sum_{i=1, j=1}^n f_{ij} Q_i \log \left(\frac{f_{ij}}{\sum_{k=1}^n f_{kj} Q_k} \right) \quad (7)$$

donde, si T_{ij} es una medida del flujo de energía de i a j , f_{ij} es la fracción del flujo total de j que es representado por T_{ij} , expresado como:

$$f_{ij} = \frac{T_{ij}}{\sum_{k=1}^n T_{kj}} \quad (8)$$

Q_i es la probabilidad de que una unidad de energía pase a través de i , o,

$$Q_i = \sum_{K=1}^n T_{ki} / \sum_{l=1, m=1}^n T_{lm} \quad (9)$$

6.4.6. Capacidad de desarrollo

Hay un límite superior para el tamaño de la ascendencia llamado capacidad de desarrollo y es estimado como:

$$C = H T \quad (10)$$

donde H es llamada la entropía estadística y es estimado de:

$$H = \sum_{i=1}^n Q_i \log Q_i \quad (11)$$

La diferencia entre la capacidad y la ascendencia es llamada “Overhead” del sistema. Este proporciona los límites de cuanto la ascendencia puede incrementar y refleja la “fuerza en reserva” del sistema, a partir de la cual este puede hacer frente a perturbaciones (Ulanowicz 1986).

El cociente Overhead/Capacidad es un índice utilizado para medir la resiliencia del sistema; la capacidad del ecosistema para soportar impactos.

6.4.7. Índice de reciclaje

Es la fracción de los flujos totales de un ecosistema que es reciclada. Este índice, desarrollado por Finn (1976) es expresado en Ecopath como una proporción y evalúa una de las 24 propiedades de madurez del sistema de Odum (1969) (Christensen 1995).

6.4.8. Longitud de la vía de flujo (LVF)

Es definida como el número promedio de grupos a través del cual pasa una entrada o salida de flujo (Finn 1980). Esta es calculada como:

$$LVF = T / (\Sigma \text{exportaciones} + \Sigma \text{respiración}) \quad (12)$$

6.4.9. Impactos tróficos mezclados

Leontief (1951) desarrolló un método para revelar las interacciones directas e indirectas en la economía de los Estados Unidos. Hannon (1973) y Hannon y Joiris (1989) introdujeron este método a la ecología. Este puede ser usado para evaluar los impactos de la biomasa de un grupo particular sobre la biomasa de otros grupos en el sistema. Ulanowicz y Puccia (1990) desarrollaron más este enfoque y una rutina similar ahora esta incorporada en Ecopath (Christensen y Pauly 1992).

Los impactos tróficos mezclados para los grupos vivos es calculado construyendo una matriz $n \times n$, donde los i,j ésimos elementos representando la interacción entre los grupos impactantes y el grupo impactado j es:

$$M_{i,j} = DC_{i,j} - FC_{j,i} \quad (13)$$

donde $DC_{i,j}$ es el término de composición de la dieta que expresa cuanto j contribuye a la dieta de i , y $FC_{j,i}$ es un término de composición de la presa dada la proporción de la depredación sobre j que es debido a j como un depredador.

Los elementos diagonales de la matriz son incrementados por 1, (1 + M) e invertida usando una rutina estándar de inversión de matriz, calculando el resultado total como:

$$ITM = [I - M]^{-1} \quad (14)$$

donde M es la matriz M_{ij} , I es la matriz de identidad (1 en la diagonal y cero en otras partes) y la función $^{-1}$ señala la inversión de la matriz [I - M]

6.5. Descripción del modelo Ecosim

El efecto de la pesca sobre el ecosistema, la interacción entre las flotas y la exploración de las estrategias de manejo fueron evaluados a través de la simulación dinámica en tiempo (modelo Ecosim), utilizando como base el modelo Ecopath previamente construido.

La parte fundamental de Ecosim consiste en transformar el modelo Ecopath en una versión dinámica, cuyos cambios en la biomasa se expresan a través de una serie de ecuaciones diferenciales acopladas. La ecuación (1) es transformada y expresada como sigue:

$$dB_i/dt = f(B) - M_o B_i - F_i B_i - \sum C_{ij} (B_i, B_j) \quad (14)$$

donde i son los grupos funcionales, dB/dt representa la tasa de cambio de biomasa en el tiempo; $f(B)$ representa la producción en función de la biomasa si i es un grupo productor primario, o $f(B) = g \sum C_{ij} (B_i, B_j)$ si i es un consumidor y

representa la biomasa del grupo i en función de su tasa de crecimiento y su consumo (g = eficiencia de conversión alimenticia, $g = P/B$), M o B representa las pérdidas por otras causas que no son pesca ni depredación, F son las pérdidas por pesca, $c_{ij}(B_i, B_j)$ representa la función que predice el consumo en función de la biomasa del depredador j y de la presa i .

Las tasas de consumo, $c_{ij}(B_i, B_j)$, son con base en el concepto "arena de forrajeo" a partir de la siguiente formulación:

$$C_{ij} = v_{ij} a_{ij} B_i P_j / (2v_{ij} + a_{ij} + P_j), \quad (15)$$

dónde el parámetro v_{ij} expresa la tasa de intercambio de comportamiento entre estados vulnerables y no vulnerables, y a_{ij} representa la tasa de búsqueda efectiva del depredador j para el tipo de presa i , B_i es la biomasa de la presa y P_j es la abundancia del depredador.

De acuerdo con esta ecuación, solo una porción de B_i es vulnerable a la depredación, siendo v_{ij} la probabilidad de que una unidad de presa sea consumida por una unidad de depredador.

La ecuación básica de Ecosim (ecuación 13) permite inducir cambios en el valor de la mortalidad por pesca (F) de cualquier grupo para predecir dinámicamente la biomasa resultante de los efectos directos e indirectos de la pesca, sobre los demás grupos del ecosistema. Asimismo permite entre otros, incorporar factores forzantes que afectan la biomasa del grupo especificado y cambios en la vulnerabilidad a depredación.

6.6. Validación y calibración del modelo

Consistió primeramente en probar las biomásas estimadas contra datos independientes. El objetivo es que las biomásas simuladas por Ecosim representen las tendencias de las series de tiempo de abundancia observadas (independientes), a través de un criterio de minimización de residuales.

El ajuste del modelo se realizó con el uso de datos de series de tiempo de captura por unidad de esfuerzo (CPUE), como medida de abundancia relativa y la mortalidad por pesca (F) (o esfuerzo de pesca) para cuatro especies o grupos funcionales (Sierra, Carángidos, Adultos *Lutjanus peru* y Otros lutjánidos) obtenidos a partir de los estudios independientes (Elaine Espino Barr, CRIP-Manzanillo, comunicación personal). Además se usaron series de tiempo de temperatura superficial del mar (anomalía) y pigmentos fotosintéticos (Lluch-Cota et al. 2000) como factores forzantes.

Los factores forzantes no se aplicaron a otros grupos; por ejemplo, la serie de pigmentos se aplica a fitoplancton pero no la CPUE.

La minimización de residuales se usa como una medida de bondad de ajuste entre los datos de las series de tiempo y las biomásas simuladas.

Previo a la incorporación de los factores forzantes al modelo se exploró la relación entre la CPUE y F y los factores forzantes a través de un análisis independiente con el objetivo de identificar efectos significativos sobre la influencia de los factores forzantes.

Una vez incorporados los factores forzantes en el modelo se realizó el ajuste a la vulnerabilidad por depredación para los grupos más sensibles identificados en un análisis independiente.

La secuencia de análisis para la calibración del modelo fue la siguiente:

1. Carga de series de tiempo independiente y factores forzantes.
2. Se definen los grupos afectados por el factor forzante.
3. Se corre la simulación y se registran los residuales.
4. Se identificaron los grupos más sensibles a cambios en la vulnerabilidad.
5. Se seleccionan individualmente las relaciones tróficas más sensibles a vulnerabilidad y se vuelve a correr el modelo permitiendo variaciones en cada relación trófica tal que el valor del residual se minimice.
6. Esto se realizó para cada relación trófica (grupo) individualmente una de otra pero variando simultáneamente y en conjunto (mismo valor para todas, variando simultáneamente).
7. Una vez que las biomásas simuladas reflejan de manera razonable las tendencias históricas se define como un modelo calibrado, dado que refleja tendencias históricas independientes.

En esta condición, el modelo calibrado permite la prueba de hipótesis.

6.7. Optimización o procedimiento de búsqueda de la estrategia óptima de pesca

Con el modelo calibrado se realizó el procedimiento de búsqueda de estrategias “óptimas de pesca”. Este primero consiste en la búsqueda de patrones de tasas de pesca en el tiempo que maximicen la “función objetivo” o meta de una política particular de manejo suponiendo control de flotas.

La función objetivo en Ecosim es definida por el usuario, basado en una evaluación de cuatro objetivos de políticas ponderadas:

1. Maximizar la renta de la pesquería (criterio económico);
2. Maximizar los beneficios sociales (criterio social);
3. Mandato de reconstrucción de una población (criterio recuperación);
4. Maximizar la estructura o “salud” del ecosistema (criterio ecológico/conservación).

El procedimiento de búsqueda de la estrategia óptima requiere antes de correr la simulación, de los siguientes pasos: 1) asignar o definir el periodo de simulación; en este caso fue el periodo correspondiente al de las series de datos de tiempo utilizadas en el proceso de validación, el cual fue de 18 años; 2) definir la ponderación de la función objetivo; en este caso se utilizaron los criterios económico, social y ecológico, asignándoles el peso relativo (valor numérico) siguiendo un patrón de exploración sistemático de incremento gradual considerando todas las combinaciones posibles entre los pesos asignados a cada criterio. Esto permitió identificar las alternativas factibles y 3) asignar un factor ponderal a cada una de las flotas con base en el índice empleo/valor de la captura, el cual fue estimado independientemente, en este caso los índices fueron: 1 para la flota agallera-línea de mano; 0.3 para la flota de buceo comercial y 0.07 para la flota de arrastre o industrial.

La rutina de búsqueda de políticas de pesca estima los cambios relativos de las flotas que maximizarían la función objetivo multi-criterio. En Ecosim el tamaño relativo de la flota es usado para calcular las tasas de mortalidad por pesca proporcionales para cada tipo de flota, de tal manera que la reducción de un tipo de flota en cierta proporción resulta en disminución proporcional en la tasa de pesca que esta flota causa en todos los grupos que captura.

La selección de la estrategia óptima, dentro de los resultados generados por el procedimiento descrito previamente, se realizó con base a los criterios: a) ecológico (salud del ecosistema); considerando arbitrariamente un valor no menor de 0.9 como una situación aceptable, respecto a 1, valor de referencia que representa la situación actual (esto supone la aceptación de un daño máximo de 10 %) y b) pesquero; la factibilidad de aplicación del nivel de pesca resultante para cada flota (esto es, que el escenario represente una situación realista); la cual se determinó con base en el conocimiento del estado actual de la explotación de los diferentes recursos explotados (evaluaciones de stocks) por las flotas en la zona. Con la intensidad de pesca indicada para las flotas en la situación actual se obtiene una primera optimización. El resultado en este escenario fue usado como “escenario base”, considerando que esta situación sería la mejor posibilidad bajo el estado actual. Este se utilizó para la comparación y evaluación de los escenarios planteados.

6.8. Simulación de los efectos de la pesca

Para evaluar los efectos potenciales de la pesca se definieron los siguientes escenarios de simulación:

1. Competencia directa por las especies objetivo entre la flota camaronera y la flota artesanal.
2. Efecto de la mortalidad de juveniles de especies objetivo de flota artesanal a través de la FAC de la flota camaronera.
3. Impacto de la pesca (FAC de la flota camaronera y la artesanal) sobre el ecosistema (estructura y función).

6.8.1. Evaluación de escenarios

Como se mencionó anteriormente, el escenario base de comparación fue el estado actual optimizado (como el mejor escenario posible en condiciones actuales).

Para evaluar el primer escenario se incrementó gradualmente la tasa de captura (TC) de la flota camaronera, artesanal y de ambas simultáneamente partiendo del escenario actual. El fin fue detectar niveles de TC que no rebasen el criterio de manejo de 0.5 de la biomasa inicial como punto de referencia límite (Gulland 1984) y analizar los efectos de una flota sobre la otra.

El segundo escenario se evaluó a partir del incremento de F en la flota camaronera. El aumento en la captura de la FAC resultante por el incremento de F permitió observar los cambios en la biomasa de los grupos objetivos de la flota artesanal.

El tercer escenario se evaluó a través del comportamiento de los parámetros (atributos) del ecosistema respecto al escenario base bajo las condiciones siguientes:

- Presencia de pesca artesanal e industrial (escenario 1, situación actual)
- Sin flota artesanal (escenario 2)
- Sin flota industrial (escenario 3)
- Ausencia de pesca (escenario 4)

7. Resultados

7.1. Construcción del modelo trófico

Los datos de entrada utilizados en la construcción del modelo trófico son presentados en la Tabla 5. El modelo Ecopath estimó los parámetros faltantes con base en la información proporcionada y la ecuación básica de producción, generando una versión preliminar desbalanceada del ecosistema modelado, donde las eficiencias ecotróficas (EE) estimadas para la mayoría de los grupos considerados en el modelo fueron mayores que 1. Estos valores de $EE > 1$ no son razonables, dado que significa que el consumo por los depredadores y/o pesca de un grupo dentro del sistema es más elevado que su producción; en otras palabras, un depredador no puede consumir más biomasa que la que produce su presa. De acuerdo a la ecuación de consumo de Ecopath, los valores de EE deben estar entre 0 y 1, un valor bajo significa que un grupo es poco consumido y/o pescado y viceversa. Bajo este criterio, el balance del modelo se obtuvo realizando modificaciones en las proporciones de las presas consumidas por los depredadores representados en la matriz de dietas (Tabla 6), hasta obtener valores de EE menores que 1 en todos los grupos del modelo.

De acuerdo con los criterios señalados por Christensen y Pauly (1996), el modelo balanceado generó estimaciones consistentes en algunas de las variables fisiológicas calculadas (Tabla 7). La proporción producción/consumo (P/Q), la cual representa la eficiencia de conversión alimenticia, presentó valores entre 0.1 y 0.3 para la mayoría de los grupos. La relación respiración/asimilación (R/A) presentó valores entre 0.41 y 1.01. La proporción respiración/biomasa (la cual expresa el

gasto energético de un grupo) mostró valores consistentes con relación a las características de cada grupo.

Tabla 7. Estimaciones básicas realizadas por Ecopath para el ecosistema de plataforma continental de las costas de Jalisco y Colima. NT= nivel trófico, AH= área del hábitat (proporción), BH= biomasa del hábitat (t/km²), BT= biomasa total (t/km²), P/Q= cociente producción consumo, P/R= cociente producción respiración, R/B= cociente respiración biomasa, R/A= cociente respiración asimilación.

Grupo funcional	NT	AH	BH	BT	P/B	Q/B	EE	P/Q	P/R	R/B	R/A
Mamíferos marinos	4.09	1	0.338	0.338	3.086	12.543	0.334	0.246	0.444	6.948	0.692
Aves marinas	3.55	0.2	0.134	0.027	0.200	71.375	0.046	0.095	0.135	50.319	0.881
Tortugas marinas	3.14	1	2.541	2.541	0.131	4.142	0.627	0.032	0.041	3.182	0.960
Tiburones	3.79	1	1.585	1.585	0.639	5.234	0.830	0.122	0.180	3.548	0.847
Picudos	4.03	1	0.824	0.824	0.862	7.380	0.814	0.307	0.409	5.538	0.938
Dorado	3.57	1	1.549	1.549	1.044	4.858	0.893	0.215	0.266	3.925	1.010
Rayas	2.70	0.9	22.871	20.584	0.548	1.967	0.482	0.279	0.534	1.026	0.652
Anguilas y morenas	3.65	0.9	1.056	0.95	1.189	6.365	0.880	0.187	0.305	3.903	0.766
Sierra	3.72	1	4.82	4.82	1.342	4.530	0.654	0.296	0.588	2.281	0.630
Escómbridos	4.09	1	1.857	1.857	0.838	5.238	0.438	0.412	1.063	2.031	0.485
Sardinias	2.82	1	36.912	36.912	1.609	12.914	0.915	0.125	0.184	8.723	0.844
Synodóntidos	3.65	0.8	0.495	0.396	1.547	8.114	0.982	0.191	0.313	4.944	0.762
Ofídidos	2.72	0.8	5.698	4.559	1.117	8.762	0.946	0.127	0.190	5.893	0.841
Gasterosteidos	3.03	0.8	3.115	2.492	0.690	4.100	0.971	0.168	0.266	2.590	0.790
Serránidos	3.10	0.9	1.589	1.43	0.772	5.655	0.773	0.283	0.548	2.923	0.646
Carángidos	3.63	1	2.172	2.172	1.042	6.387	0.889	0.163	0.256	4.067	0.796
Juveniles <i>Lutjanus peru</i>	3.15	0.7	0.212	0.148	1.041	3.457	0.939	0.301	0.604	1.724	0.624
Adultos <i>Lutjanus peru</i>	3.17	0.9	0.545	0.49	0.693	4.555	0.763	0.152	0.235	2.951	0.810
Otros lutjánidos	2.62	0.9	0.547	0.493	0.652	6.222	0.931	0.105	0.151	4.326	0.869
Gerreidos	2.78	0.7	0.209	0.146	1.083	11.403	0.812	0.095	0.135	8.039	0.881
Hemúlidos	3.00	0.8	1.267	1.014	1.503	5.500	0.797	0.273	0.519	2.897	0.658
Esciénidos	3.05	0.7	4.149	2.904	1.518	10.153	0.860	0.150	0.230	6.605	0.813
Pleuronéctidos	2.69	0.9	17.191	15.472	0.846	2.621	0.725	0.323	0.677	1.251	0.596
Tetraodóntidos	2.91	0.8	8.024	6.419	1.732	4.258	0.985	0.407	1.034	1.675	0.492
Otros peces	3.08	0.9	0.733	0.66	1.360	11.052	0.785	0.123	0.182	7.482	0.846
Braquiuros	2.02	0.9	26.104	23.494	4.078	9.367	0.725	0.435	1.194	3.416	0.456
Peneidos	2.10	0.7	0.667	0.467	4.718	19.282	0.932	0.245	0.441	10.708	0.694
Estomatópodos	2.10	0.7	0.758	0.53	4.111	8.415	0.642	0.489	1.569	2.621	0.389
Otros crustáceos	2.10	0.9	0.244	0.22	2.844	9.252	0.989	0.307	0.624	4.558	0.616
Pulpo	2.69	0.5	6.942	3.471	1.025	3.058	0.788	0.335	0.722	1.421	0.581
Moluscos	2.10	0.9	4.248	3.823	3.092	6.498	0.731	0.476	1.468	2.107	0.405
Equinodermos	2.04	1	1.6	1.6	0.962	4.017	0.967	0.239	0.427	2.252	0.701
Infauna	2.03	1	13.74	13.74	4.416	19.768	0.820	0.223	0.387	11.398	0.721
Otros macroinvertebrados	2.07	0.7	0.396	0.277	0.814	6.544	0.899	0.124	0.184	4.421	0.845
Zooplancton	2.03	1	27.093	27.093	23.578	64.178	0.772	0.367	0.849	27.764	0.541
Fitoplancton	1.00	1	40.961	40.961	71.019	-	0.615	-	-	-	-
Peces muertos	1.00	1	9.38	9.38	-	-	0.207	-	-	-	-
Detritus	1.00	1	-	-	-	-	0.290	-	-	-	-

Una vez verificada la consistencia del modelo balanceado, se estimó la calidad del mismo a través del índice de Pedigrí del programa, cuyo valor fue 0.5. En general sugiere una calidad de media a buena del modelo representado.

Como parte final del proceso de construcción del modelo trófico se obtuvo el mejor modelo posible a través de la rutina Ecoranger, usando como criterio de restricción la minimización de residuales representando las condiciones promedio del ecosistema para el periodo 1995-1996.

Con esta versión final del modelo se describen la estructura y el funcionamiento del ecosistema de la plataforma continental de las costas de Jalisco y Colima a través del análisis de diferentes atributos tróficos e índices globales del sistema.

7.2. Atributos tróficos de los grupos funcionales

De acuerdo a los niveles tróficos estimados por el modelo, los grupos: Mamíferos marinos, Escómbridos, Picudos y Tiburones representan los depredadores tope del ecosistema con niveles tróficos de 3.8 a 4. En la base de la cadena trófica, por definición se ubican los grupos: fitoplancton, detritus y peces muertos (descarte) con nivel trófico de 1. Como consumidores primarios están los grupos: zooplancton, infauna, braquiuros, otros macroinvertebrados, equinodermos, moluscos, otros crustáceos, estomatópodos y peneidos con niveles tróficos de 2 a 2.1. El resto de los grupos (22 grupos) representan a los consumidores de segundo y tercer orden, donde se ubica la mayoría de los grupos explotados por la pesca (Tabla 7).

A partir de los valores del índice de omnivoría se infiere que la mayoría de los grupos consumidores del sistema presentan, en menor o mayor grado, una dieta

generalista. En general, los grupos ubicados en los niveles tróficos más altos (depredadores tope y consumidores de segundo y tercer orden) obtuvieron los valores más altos del índice de omnivoría, reflejando con ello la capacidad de estos grupos para alimentarse en diferentes niveles tróficos (Tabla 8).

Tabla 8. Índices claves estimados para cada grupo del sistema.

FD= flujo hacia detritus (t/km²/año), EN= eficiencia neta, IO= Índice de Omnivoría

Grupo funcional	FD	EN	IO
Mamíferos marinos	1.543	0.308	0.566
Aves marinas	0.557	0.119	0.406
Tortugas marinas	2.230	0.040	0.073
Tiburones	1.831	0.153	0.530
Picudos	0.000	0.383	0.351
Dorado	0.000	0.269	0.257
Rayas	13.939	0.348	0.436
Anguilas y morenas	1.345	0.234	0.474
Sierra	6.602	0.370	0.177
Escómbridos	4.198	0.515	0.380
Sardinias	100.396	0.156	0.176
Synodontidos	0.654	0.238	0.330
Ofídidos	8.265	0.159	0.232
Gasterosteidos	2.093	0.210	0.009
Serránidos	2.137	0.354	0.431
Carángidos	3.027	0.204	0.232
Juveniles <i>Lutjanus peru</i>	0.112	0.376	0.459
Adultos <i>Lutjanus peru</i>	0.527	0.190	0.375
Otros lutjánidos	0.635	0.131	0.397
Gerreidos	0.363	0.119	0.212
Hemúlidos	1.425	0.342	0.103
Esciénidos	6.515	0.187	0.266
Pleuronéctidos	11.719	0.404	0.375
Tetraodóntidos	5.629	0.508	0.700
Otros peces	1.651	0.154	0.092
Braquiuros	70.366	0.544	0.018
Peneidos	1.948	0.306	0.096
Estomatópodos	1.674	0.611	0.095
Otros crustáceos	0.414	0.384	0.098
Pulpo	2.876	0.419	0.269
Moluscos	8.153	0.595	0.092
Equinodermos	1.337	0.299	0.044
Infauna	65.238	0.279	0.030
Otros macroinvertebrados	0.385	0.155	0.065

Zooplancton	493.298	0.459	0.033
Fitoplancton	1121.116	-	0.000
Peces muertos	30.090	-	0.000
Detritus	0.000	-	0.426

7.3. Impactos tróficos mezclados

Las interacciones tróficas en el ecosistema son descritas con base en la rutina de impactos tróficos mezclados, la cual explora los impactos directos e indirectos de la competencia y depredación entre las especies o grupos funcionales del sistema. En la Figura 2 se observa que los depredadores bentónicos: peces (pleuronéctidos, tetraodóntidos y otros peces) y todos los grupos de invertebrados reciben efectos positivos por el grupo del detritus. Similarmente, algunos grupos que constituyen recursos pesqueros explotados (otros escómbridos, sardinas, serránidos, carángidos, otros lutjánidos y esciénidos) son afectados positivamente por el zooplancton y fitoplancton respectivamente. Contrariamente a lo anterior, los grupos de mamíferos marinos, aves marinas, tiburones, picudos, rayas y adultos *Lutjanus peru* reciben un efecto negativo por el grupo de los tiburones. Esto sugiere un ecosistema dominado por relaciones tipo “top down”, lo cual significa la regulación de los componentes más bajos de la cadena alimenticia por los componentes o depredadores de niveles superiores.

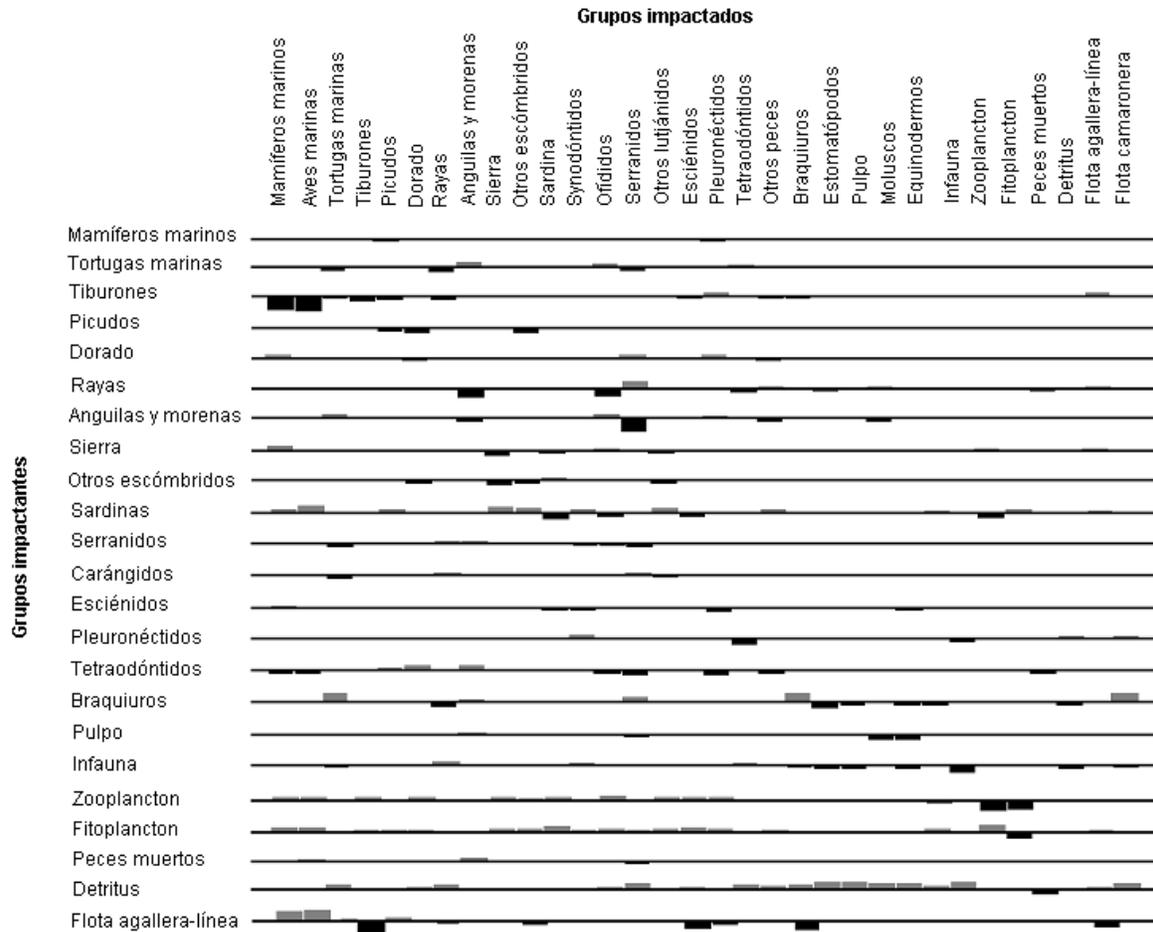


Figura 2. Representación de los principales impactos tróficos mezclados entre los grupos biológicos del ecosistema. Barras negras: impactos negativos, barras grises: impactos positivos.

7.4. Atributos tróficos del sistema

En la Tabla 9 se presentan los principales atributos que describen al sistema bajo una perspectiva holística. El total de flujos del sistema (Total System Throughput), considerado como una medida de su tamaño (Ulanowicz 1986), puede ser utilizado con fines de comparación entre ecosistemas. Del total de flujos (8111 t/km²/año), el 23.9 % fluye hacia detritus, el 19.9 % se utiliza en procesos respiratorios, el 16.8 % en exportación (pesca) y el 39.3 % son flujos de consumo.

La producción neta del sistema fue calculada en 1394 t/km²/año. Los valores de los cocientes: producción primaria total/respiración total (1.9), producción primaria total/biomasa del sistema (12.8) y biomasa total/flujos totales (0.028) sugieren en general, un estado de inmadurez del sistema. El índice de conectancia fue de 0.28, indicando la existencia de un 28 % de uniones tróficas entre grupos del total posible.

Tabla 9. Resumen de las estadísticas e índices de flujo del ecosistema de la plataforma continental de las costas de Jalisco y Colima.

Parámetros	Valor	Unidades
Suma de flujos de consumo	3076.07	t/km ² /año
Suma de las exportaciones	1470.59	t/km ² /año
Suma de los flujos respiratorios	1514.34	t/km ² /año
Suma de los flujos a detritus	2050.22	t/km ² /año
Total de flujos del sistema	8111.00	t/km ² /año
Suma total de la producción	3858.00	t/km ² /año
Nivel trófico medio de la captura	2.3	
Producción primaria neta calculada	2909.00	t/km ² /año
Producción primaria total/respiración total	1.92	
Producción neta del sistema	1394.65	t/km ² /año
Producción primaria total/biomasa total	12.84	
Biomasa total/flujos totales	0.028	
Biomasa total (sin detritus)	226.45	t/km ² /año
Capturas totales	41.91	t/km ²
Índice de conectancia	0.27	
Índice de omnivoría del sistema	0.22	
Índice de reciclaje de Finn	3.58	
		% de flujos totales

Los índices de los flujos del sistema son presentados en la Tabla 10. Estos índices de acuerdo a Ulanowicz (1986), expresan de forma integrada el estado de

crecimiento y desarrollo del ecosistema (ascendencia), así como sus límites (Overhead y Capacidad). En general, los valores estimados de los índices indican que el ecosistema posee una estructura alrededor del 30 % de su capacidad total de desarrollo potencial y una resiliencia media ($O/C= 0.68$).

Tabla 10. Índices de flujos totales para el ecosistema de la plataforma continental de las costas de Jalisco y Colima. Las unidades de los flujos son “flowbits”.

Origen	Ascendencia	% A	Overhead	%O	Capacidad	%C
Importación	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Flujos internos	5524.9	17.1	15429.5	47.6	20954.4	64.7
Exportaciones	2789.7	8.6	1191.8	3.7	3981.5	12.3
Respiración	2146.0	6.6	5308.0	16.4	7454.0	23.0
Totales	10460.7	32.3	21929.3	67.7	32389.9	100.0

7.5. Agregación trófica

Los resultados de la agregación trófica discreta permitieron identificar seis niveles tróficos discretos. La biomasa total del sistema fue de 226.5 t/km²/año, excluyendo al detritus, de la cual 43.5% se distribuye en el segundo nivel trófico, 30.6% en el tercer nivel trófico, 6.5 % en el cuarto nivel trófico y el resto en los otros niveles tróficos (Fig. 3). El primer nivel trófico (productores) no es representado en la pirámide, debido a que ésta es calculada exclusivamente con base en los flujos entre consumidores.

Respecto a los flujos totales, se estimó un total de 8111 t/km²/año¹, de los cuales 61.4 % ocurre en el segundo nivel, el 29.8 % en el tercer nivel trófico y 7.5 % en el cuarto nivel trófico (Fig. 3).

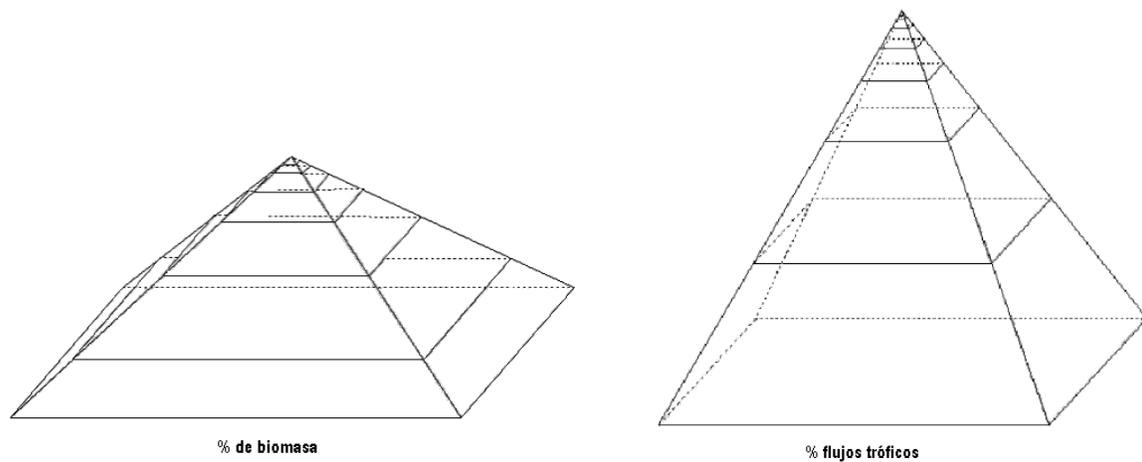


Figura 3. Distribución de la biomasa y los flujos tróficos por nivel trófico discreto; cada sección en la pirámide es proporcional a la biomasa o flujo presente en el nivel.

En la Figura 4 se presenta un modelo simplificado de los flujos de biomasa, agregado en niveles tróficos discretos y construido a partir de los resultados de la agregación trófica. En general se observan valores altos de eficiencia de transferencia en todos los niveles tróficos, presentando el valor máximo en el segundo nivel (26.7%) y un promedio de eficiencia de transferencia de 18.2 %. La proporción de flujos originados del detritus respecto al total de flujos fue de 25 %, mientras que en los productores primarios fue de 75 %. Estos valores dan una idea de la importancia de los productores primarios en el ecosistema y de la dominancia de la herbivoría en el mismo. De la producción primaria total (2909 t/km²/año), el 61 % es consumida por los herbívoros y el resto fluye hacia detritus. De los flujos de biomasa que entran en los diferentes niveles tróficos, alrededor del 25 % se devuelven hacia el detritus.

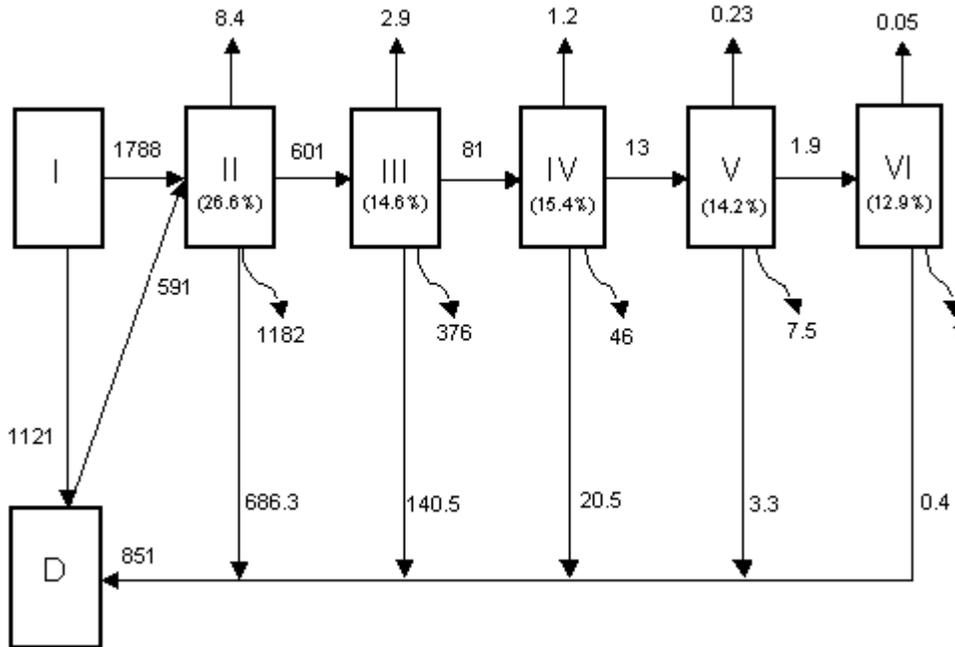


Figura 4. Agregación de la estructura trófica en niveles tróficos discretos mostrando los flujos de biomasa por consumo (flechas horizontales) y la eficiencia de la transferencia (porcentaje entre paréntesis). Las flechas por encima de cada caja son exportaciones (pesca), las flechas verticales hacia abajo indican el flujo a detritus y las flechas curvas hacia abajo se refieren a flujos de respiración. D = detritus. Todos los flujos están en t/km²/año.

7.6. Pesquerías

La captura total fue 41.9 t km⁻², 92 % realizada por la flota camaronera (incluida la FAC) y 8 % por la flota artesanal (agallera-línea de mano y buceo). En la captura de la flota camaronera el 97.6 % corresponde a la captura incidental (fauna de acompañamiento) y el 2.4 % a las especies objetivo (peneidos).

La pesca se realiza en todos los niveles tróficos de los consumidores del ecosistema, 78.5 % en el nivel trófico 2 y 20.5 % en el nivel trófico 3 (Fig. 5). En el nivel trófico 2, sobresale la captura realizada en el grupo Braquiuros (67 %).

La flota agallera-línea de mano captura especies con nivel trófico 2, 3 y 4, la flota de buceo comercial captura en el nivel trófico 2 y la flota camaronera en los niveles tróficos 2 y 3.

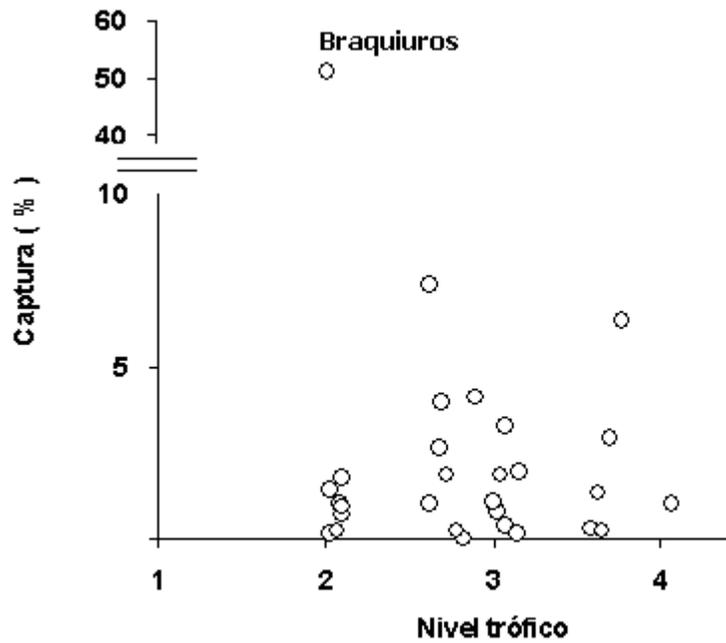


Figura 5. Proporción de la captura por nivel trófico. Los puntos representan Los grupos funcionales.

De acuerdo al nivel trófico promedio de la captura de las flotas, la agallera-línea de mano presenta un nivel trófico de 3.3, la de buceo comercial 2.7 y la camaronera 2.2 (Fig. 6).

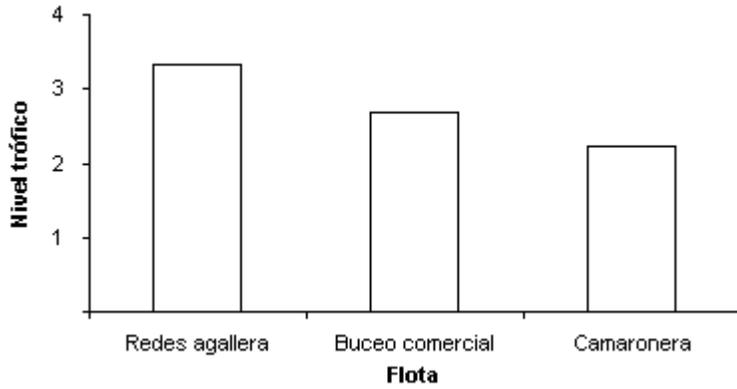


Figura 6. Nivel trófico promedio de la captura por flota.

7.7. Ajuste y calibración de las series de tiempo

El modelo Ecosim logró representar razonablemente las tendencias de los datos observados de abundancia relativa de los recursos más importantes capturados por las flotas ribereñas (Fig. 7). De acuerdo con lo esperado, se considera que si el modelo es capaz de representar series temporales independientes de abundancia, su ajuste es razonable para probar hipótesis.

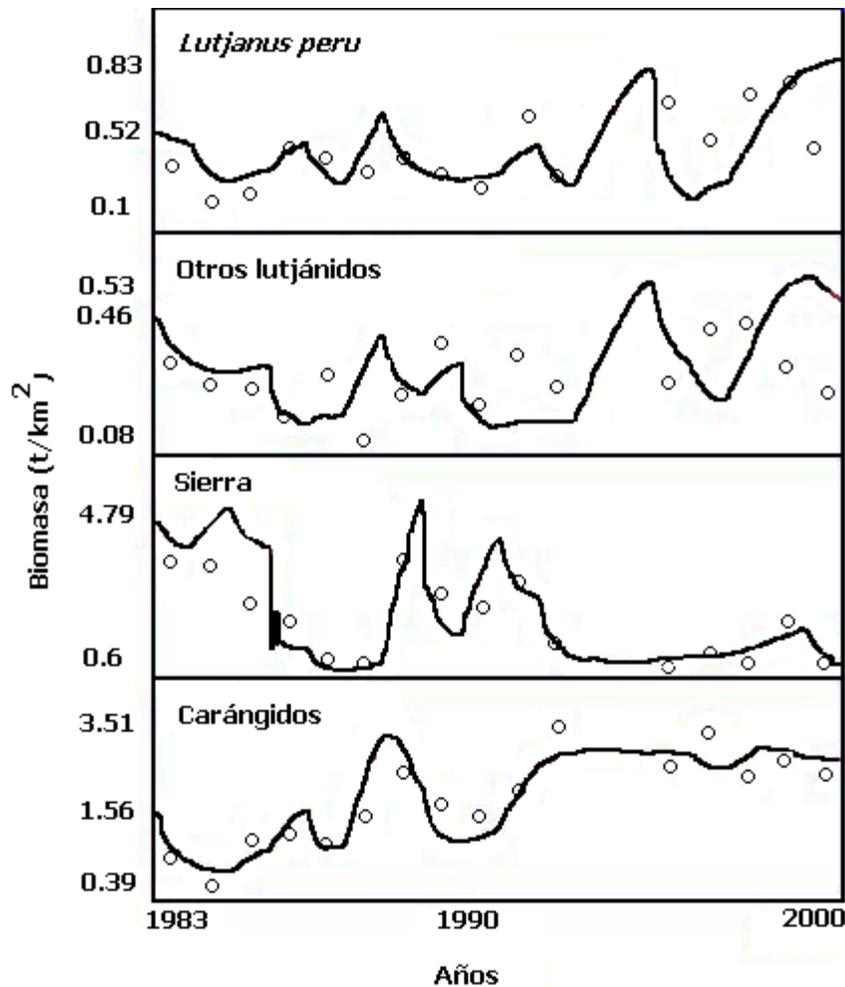


Figura 7. Ajuste de la biomasa estimada (líneas) por el modelo Ecosim y la captura por unidad de esfuerzo (puntos, como indicador de la abundancia relativa) estimada independientemente de cuatro especies del modelo: Adultos *Lutjanus peru*, Sierra, Otros lutjánidos y Carángidos.

7.8. Estrategia óptima de pesca

De las 180 corridas realizadas se presentan las opciones de estrategia óptima de pesca más viables (Tabla 11), determinadas principalmente por el criterio ecológico establecido: disminución de la salud del ecosistema no mayor al 10 %, lo cual implica descartar las opciones con valores menores a 0.9 en el

criterio ecológico; y la viabilidad de aplicación del esfuerzo de pesca indicado en cada flota, determinada con base al estado actual de los principales recursos explotados. Debido a que las evaluaciones realizadas para la principal especie objetivo de la flota agallera-línea de mano (*Lutjanus peru*) reportan un estado de explotación estable del recurso, se estableció considerar las opciones no mayor de 20 % de incremento. En el mismo sentido, para la flota camaronera se definió considerar las opciones no mayor de 20 % de incremento, considerando que el recurso peneidos en el Océano Pacífico Mexicano se encuentra actualmente en estado de sobreexplotación. Para la flota buceo, con base en la información disponible, se supuso que el recurso objetivo (pulpo) está subutilizado, por lo cual un aumento de 2 o 3 veces puede parecer razonable. Adicionalmente se consideraron los criterios económico y social, buscando las opciones de mayor beneficio o menor pérdida entre estos.

Con las diferentes alternativas de estrategia óptima de pesca viables se calculó la media y el coeficiente de variación para las opciones con valores mayor a 1 en la flota agallera-línea de mano, obteniendo un valor medio de 1.13 y un coeficiente de variación muy bajo (0.005). Estos fueron utilizados como referencia para seleccionar una de las alternativas. Bajo este procedimiento se identificaron cinco posibles estrategias óptima de pesca (valores remarcados en la tabla 11), de las cuales se optó por la primer estrategia: incremento de 10 % en la flota agallera-línea de mano y 300 % en la flota buceo y un decremento de 10 % en la flota camaronera.

Tabla 11. Resumen de los resultados obtenidos con el proceso de búsqueda de la estrategia óptima de pesca de Ecosim. En = económico, S = social y EI = ecológico. Las filas remarcadas corresponde a las posibles estrategias óptima de pesca. En los criterios económico y social, el valor 1 representa la condición de equilibrio de los beneficios respecto a la situación actual y en el criterio ecológico representa la condición de mayor salud del ecosistema. Valores mayores o menores a 1 representan los incrementos y decrementos respectivamente, dados en proporciones.

Factor de Ponderación			Criterios			Flotas		
En	So	EI	Económico	Social	Ecológico	Agallera-línea de mano	Buceo	Camaronera
1	2	20	0.972	0.899	1.016	0.782	1.256	0.819
1	3	24	1.044	0.962	1.01	0.819	2.961	0.851
1	2	17	1.047	0.968	1.009	0.849	3.148	0.844
1	2	18	1.049	0.968	1.009	0.87	2.94	0.841
2	3	27	1.03	0.938	1.013	0.872	2.271	0.803
2	1	15	1.051	0.973	1.009	0.876	3.048	0.845
1	2	19	1.054	0.975	1.008	0.887	2.814	0.853
1	3	25	1.057	0.986	1.007	0.901	3.115	0.861
1	3	21	1.067	1.016	1.003	0.923	3.286	0.92
3	3	30	1.064	0.994	1.006	0.946	2.89	0.868
2	2	17	1.069	1.007	1.004	0.949	2.99	0.896
1	1	10	1.063	0.992	1.006	0.95	2.849	0.863
2	2	19	1.069	1.006	1.004	0.967	2.964	0.884
2	2	20	0.989	0.938	1.011	0.972	1.083	0.83
2	1	13	1.068	1.001	1.005	0.983	2.915	0.869
1	1	9	1.072	1.014	1.003	0.989	3.049	0.892
3	2	20	1.072	1.012	1.003	0.998	2.936	0.887
2	1	14	1.067	1	1.005	1.01	2.902	0.854
3	1	15	1.077	1.022	1.001	1.079	2.894	0.881
1	1	8	1.082	1.038	0.999	1.103	3.05	0.909
1	3	22	1.078	1.029	1.001	1.106	3.114	0.879
2	1	12	1.078	1.025	1.001	1.118	2.943	0.874
2	2	16	1.084	1.043	0.998	1.157	2.99	0.902
1	2	16	1.08	1.031	1	1.158	2.87	0.878
3	3	28	1.081	1.036	0.999	1.173	3.032	0.878
2	3	26	1.081	1.038	0.999	1.216	3.004	0.869
3	3	26	1.086	1.053	0.997	1.285	2.976	0.887
Media			1.079377597	1.03132055	0.99999561	1.13596728	2.9757233	0.880850781
Coef. de variación			2.67111E-05	0.00020339	4.8889E-06	0.00579228	0.00590428	0.000244989

7.8.1. Escenario base

La búsqueda de la estrategia de pesca para la situación actual (tabla 11) sugiere un incremento en la intensidad de pesca para las flotas agallera-línea de mano y buceo comercial en una proporción de 10 % y 300 % respectivamente, y una disminución del esfuerzo para la flota camaronera del 10 %. Esto implica un incremento en el criterio social de 4 %, en el criterio económico del 8 % y una disminución menor al 1% en el criterio ecológico. Esta condición se interpreta como un posible aumento en el número de empleos directos generados y de ingresos del pescador y sin un cambio significativo en la estructura del ecosistema.

7.9. Estado actual de la pesquería

Los valores de la tasa de explotación (E), estimada independientemente a partir de los parámetros calculados por Ecopath para las principales especies explotadas indican en general un nivel adecuado de explotación de los recursos pesqueros de la zona de estudio bajo la condición actual representada en el modelo (Tabla 12). Sin embargo, la presencia o cercanía a una condición de exceso de pesca en las principales especies objetivos es plausible, como lo indica la tasa de explotación del grupo peneidos ($E=0.42$), cercana al punto de referencia límite ($E=0.5$ que significa extraer 50 % de la biomasa existente), y de otros grupos capturados por las flotas camaronera y agallera-línea de mano (Tabla 12).

En la flota artesanal (agallera-línea de mano), tres grupos presentan una tasa de explotación por arriba del punto de referencia óptimo ($E=0.3$, donde se considera

que $F=M$), Tiburones ($E=0.38$), Adultos *Lutjanus peru* ($E=0.36$) y otros peces ($E=0.4$).

7.9.1. Escenario base

La obtención de un escenario base equivalente a la optimización del estado actual de explotación obedece a que este sería el estado de máxima explotación que podría establecerse en las condiciones actuales.

Bajo este escenario se describen los cambios más importantes generados en las tasas de explotación (E) de las principales especies objetivos (Tabla 12). Para las especies capturadas por la flota artesanal (agallera-línea de mano), los grupos Tiburones, Adultos *Lutjanus Peru* y Otros peces muestran valores de E por arriba del punto de referencia óptimo ($E0.3$), sin llegar a rebasar el punto de referencia límite ($E0.5$). La situación contraria se observa para las especies capturadas por la flota industrial (camaronera), el grupo Peneidos se encuentra en el nivel óptimo de explotación ($E=0.33$, situación donde $F=M$ definida como óptimo de explotación. Gulland 1984) y algunos de las especies o grupos capturados incidentalmente muestran tasas de explotación cercana y/o superior al punto de referencia límite (otros peces $E0.45$ y otros crustáceos $E0.58$).

Tabla 12. Mortalidad por pesca (F) y tasa de explotación (E) estimada independientemente con valores de F y M obtenidos por Ecopath. Ea= actual, Eb= escenario base, E 0.33= tasa de explotación óptima, E 0.5= tasa de explotación límite.

Grupos Funcionales	Ea	Eb	Fa	Fb	F 0.33	F 0.5
Mamíferos marinos	0	0	0	0	0	0
Aves marinas	0	0	0	0	0	0
Tortugas marinas	0	0	0	0	0	0
Tiburones	0.38	0.44	0.52	0.61	0.40	0.70
Picudos	0	0	0	0	0	0
Dorado	0	0	0	0	0	0
Rayas	0.11	0.10	0.15	0.14	0.50	0.89
Anguilas y morenas	0.09	0.08	0.16	0.14	0.69	1.29
Sierra	0.04	0.05	0.08	0.09	0.76	1.44
Escómbridos	0.03	0.03	0.07	0.08	0.86	1.65
Sardinias	0	0	0	0	0	0
Synodontidos	0.15	0.13	0.3	0.27	0.77	1.46
Ophidiidos	0.12	0.11	0.21	0.19	0.65	1.21
Gasterosteidos	0.12	0.11	0.17	0.15	0.53	0.96
Serranidos	0.07	0.06	0.15	0.14	0.84	1.61
Carángidos	0.04	0.05	0.08	0.09	0.66	1.23
Juveniles <i>Lutjanus peru</i>	0.26	0.23	0.43	0.38	0.57	1.04
Adultos <i>Lutjanus peru</i>	0.36	0.41	0.5	0.58	0.42	0.74
Otros lutjánidos	0.26	0.27	0.36	0.38	0.46	0.82
Gerreidos	0.23	0.22	0.38	0.37	0.59	1.07
Haemúlidos	0.14	0.13	0.27	0.26	0.76	1.43
Sciáenidos	0.14	0.13	0.29	0.26	0.77	1.45
Pleuronéctidos	0.09	0.08	0.13	0.12	0.59	1.08
Tetraodóntidos	0.13	0.12	0.26	0.24	0.80	1.52
Otros peces	0.40	0.45	0.74	0.82	0.53	0.96
Braquiuros	0.37	0.31	1.11	0.93	1.00	1.95
Peneidos	0.42	0.34	2	1.61	1.55	3.11
Estomatópodos	0.22	0.19	0.67	0.59	1.15	2.26
Otros crustáceos	0.76	0.58	2.31	1.77	0.70	1.32
Pulpo	0.06	0.21	0.1	0.34	0.58	1.05
Moluscos	0.04	0.04	0.13	0.11	1.22	2.42
Equinodermos	0.28	0.25	0.44	0.39	0.55	0.98
Infauna	0.001	9E-04	0.01	0	2.16	4.41
Otros macroinvertebrados	0.28	0.25	0.42	0.37	0.51	0.91
Zooplancton	0	0	0	0	0	0
Fitoplancton	0	0	0	0	0	0
Peces muertos	0	0	0	0	0	0

7.10. Impacto de la pesca

7.10.1. Escenario competencia directa por especies objetivo

Los incrementos simulados en F de la flota industrial produjeron cambios diferenciales en la tasa de explotación del huachinango (*Lutjanus peru*). El grupo Juveniles *Lutjanus peru*, capturado incidentalmente por la flota industrial, alcanza su E0.5 incrementando 140 % el esfuerzo de pesca bajo el supuesto de que éste fuera el recurso objetivo de esta flota. Hasta este nivel de pesca no se generan cambios en la tasa de explotación del grupo Adultos *Lutjanus peru*, especie objetivo de la flota artesanal, sugiriendo poca o nula interdependencia entre la flota industrial y la artesanal, en términos de competencia por especies objetivo (Tabla 13).

Los cambios simulados en F de la flota artesanal produjeron un patrón similar al generado por la flota industrial, el grupo Adultos *Lutjanus peru* alcanza su punto de referencia límite (E0.5) al incrementar 60 % el valor de F actual (F= 0.7). En el grupo Juveniles *Lutjanus peru*, E no cambió (Tabla 13).

En las simulaciones de F en ambas flotas, industrial y artesanal, el grupo *Lutjanus peru* (ambos adultos y juveniles) alcanzan su E0.5 con un incremento del 60 % (F = 0.68) y 40 % (F = 0.7) respectivamente. Sin embargo, un incremento en F del 15 % lleva al grupo adultos *Lutjanus peru* a una condición muy cercana del punto de referencia límite (E0.44) (Tabla 13), sugiriendo una interdependencia positiva entre las flotas.

Tabla 13. Porcentaje de cambio de la biomasa (B), mortalidad por pesca (F) y tasa de explotación (E) del huachinango (*Lutjanus peru*) bajo diferentes condiciones de incremento de F de la flota industrial y artesanal. Las simulaciones fueron realizadas bajo un periodo de 10 años, midiendo el efecto de los grupos a 1, 5 y 10 años.

Incremento de F (%)	Grupo	Años	Industrial			Artesanal			Industrial/Artesanal			
			B	F	E	B	F	E	B	F	E	
Actual	J. L. peru		1.03	0.43	0.27	1.03	0.43	0.27	1.03	0.43	0.27	
	A. L. peru		1.03	0.50	0.36	1.03	0.50	0.36	1.03	0.50	0.36	
10	J. L. peru	1	0.93	0.48	0.29	0.98	0.43	0.27	0.93	0.48	0.29	
			A. L. peru	0.96	0.50	0.36	0.94	0.55	0.39	0.93	0.55	0.39
	5	J. L. peru	0.93	0.48	0.29	0.96	0.43	0.27	0.94	0.48	0.38	
			A. L. peru	0.95	0.50	0.36	0.94	0.55	0.39	0.91	0.55	0.42
			10	1.05	0.44	0.27	1.08	0.43	0.27	1.06	0.44	0.35
			A. L. peru	1.05	0.50	0.36	1.04	0.51	0.37	1.01	0.51	0.40
15	J. L. peru	1	0.90	0.50	0.30	0.99	0.43	0.27	0.93	0.50	0.39	
			A. L. peru	0.95	0.50	0.36	0.91	0.60	0.40	0.90	0.58	0.44
	5	J. L. peru	0.91	0.50	0.30	0.97	0.44	0.27	0.94	0.50	0.39	
			A. L. peru	0.93	0.50	0.36	0.91	0.60	0.40	0.89	0.57	0.44
			10	1.04	0.44	0.28	1.08	0.43	0.27	1.08	0.43	0.35
			A. L. peru	1.03	0.50	0.36	1.01	0.52	0.36	0.99	0.49	0.39
20	J. L. peru	1	0.88	0.52	0.31	0.99	0.43	0.27	0.90	0.52	0.40	
			A. L. peru	0.95	0.50	0.36	0.89	0.65	0.41	0.88	0.60	0.45
	5	J. L. peru	0.90	0.51	0.31	0.98	0.43	0.27	0.92	0.52	0.41	
			A. L. peru	0.92	0.50	0.36	0.88	0.65	0.41	0.85	0.60	0.45
			10	1.03	0.46	0.28	1.09	0.43	0.27	1.05	0.45	0.36
			A. L. peru	1.02	0.50	0.36	0.97	0.56	0.37	0.94	0.52	0.40
40	J. L. peru	1	0.81	0.61	0.35	1.00	0.43	0.27	0.85	0.60	0.45	
			A. L. peru	0.92	0.50	0.36	0.83	0.75	0.46	0.81	0.70	0.50
	5	J. L. peru	0.87	0.60	0.35	0.98	0.43	0.27	0.88	0.60	0.45	
			A. L. peru	0.87	0.50	0.36	0.80	0.75	0.46	0.72	0.70	0.50
			10	1.01	0.50	0.30	1.08	0.43	0.27	1.03	0.46	0.37
			A. L. peru	0.97	0.50	0.36	0.91	0.50	0.36	0.80	0.53	0.41
60	J. L. peru	1	0.74	0.69	0.39	1.00	0.43	0.27	0.78	0.69	0.50	
			A. L. peru	0.90	0.50	0.36	0.78	0.85	0.51	0.75	0.80	0.55
	5	J. L. peru	0.82	0.69	0.39	0.96	0.43	0.27	0.80	0.69	0.50	
			A. L. peru	0.82	0.50	0.36	0.72	0.85	0.51	0.58	0.80	0.55
			10	0.82	0.69	0.39	1.06	0.43	0.27	0.96	0.43	0.35
			A. L. peru	0.82	0.50	0.36	0.80	0.57	0.36	0.66	0.55	0.42
70	J. L. peru	1	0.72	0.73	0.40	1.00	0.43	0.27	0.76	0.74	0.52	
			A. L. peru	0.88	0.50	0.36	0.77	0.90	0.53	0.71	0.85	0.57
	5	J. L. peru	0.82	0.73	0.40	0.95	0.43	0.27	0.75	0.74	0.52	
			A. L. peru	0.80	0.50	0.36	0.70	0.90	0.53	0.52	0.85	0.57
			10	0.97	0.55	0.32	1.04	0.43	0.27	0.90	0.49	0.39
			A. L. peru	0.89	0.50	0.36	0.78	0.58	0.40	0.61	0.49	0.39

140 J. <i>L. peru</i>	1	0.56	1.04	0.51
A. <i>L. peru</i>		0.82	0.50	0.36
	5	0.69	1.03	0.51
		0.65	0.50	0.36
	10	0.90	0.54	0.32
		0.71	0.50	0.36

7.10.2. Escenario mortalidad de juveniles de recursos objetivo de la flota ribereña a través de la FAC.

El grupo Juveniles *Lutjanus peru* mostró cambios importantes en su biomasa en respuesta a los incrementos de F simulados en la flota industrial. Al nivel de referencia óptimo, la biomasa disminuye 10 %, mientras que en el punto de referencia límite disminuyó 44 %. (Tabla 13). En la situación actual, la biomasa del grupo juveniles *Lutjanus peru* es de 0.148 t/km², en el punto de referencia óptima es 0.133 t/km² y en el punto de referencia límite es 0.082 t/km².

7.10.3. Escenario impacto de la pesca sobre el ecosistema

Al simular la ausencia parcial (escenarios 2 y 3) y total de la pesca (escenario 4), se identificaron algunos efectos potenciales del impacto de la pesca sobre la estructura y organización del ecosistema, a partir de cambios en diversos índices y atributos globales del sistema. Los flujos totales del sistema (FTS) incrementaron diferencialmente entre los escenarios, obteniendo el mayor incremento en el escenario 3 (sin pesca industrial, Fig. 8a), debido principalmente a un mayor incremento en los flujos hacia detritus. Cabe señalar que en ausencia de pesca artesanal (escenario 2), el flujo hacia detritus disminuye y esto determina que en el escenario 4 (ausencia de pesca) el FTS sea ligeramente más bajo que en el escenario 3.

El nivel trófico medio de la captura (NTMC) mostró un comportamiento inverso entre los escenarios, sin pesca artesanal (escenario 2) el NTMC disminuyó ligeramente, mientras que sin pesca industrial (escenario 3) aumentó notablemente; este efecto es debido a que las especies objetivo típicas de la flota artesanal son de niveles tróficos altos, no así en la pesca industrial. En ausencia total de pesca, el NTMC es cero (Fig. 8b).

El índice producción primaria total/respiración total (P/R) disminuyó en proporción a la magnitud de pesca de cada escenario, registrándose el menor valor en el escenario 4 (Fig. 8c), como resultado al mayor incremento en los flujos respiratorios, derivado de una mayor biomasa y actividad (consumo) en el ecosistema. La producción neta del sistema (PP) y el índice producción primaria total/biomasa total (PPT/B) mostraron un patrón similar al del índice P/R en los diferentes escenarios (Fig. 8d,e), determinados por causas similares.

El índice biomasa total/flujos totales (B/TST) se mantiene estable al simular la ausencia de pesca de la flota artesanal e incrementa ligeramente en los escenarios sin pesca industrial y ausencia total de pesca (Fig. 8f). Este comportamiento dado por la proporcionalidad de los valores de biomasa y FTS en cada escenario, refleja un crecimiento del sistema congruente con la magnitud de biomasa ganada y el aumento en los flujos totales del sistema al eliminar la pesca industrial, la cual realiza más del 90 % de la captura.

El índice de omnivoría (IO) mostró un comportamiento fluctuante, en ausencia de pesca artesanal (escenario 2) el IO incrementa y disminuye en condiciones sin pesca industrial y en ausencia total de pesca (Fig. 8g).

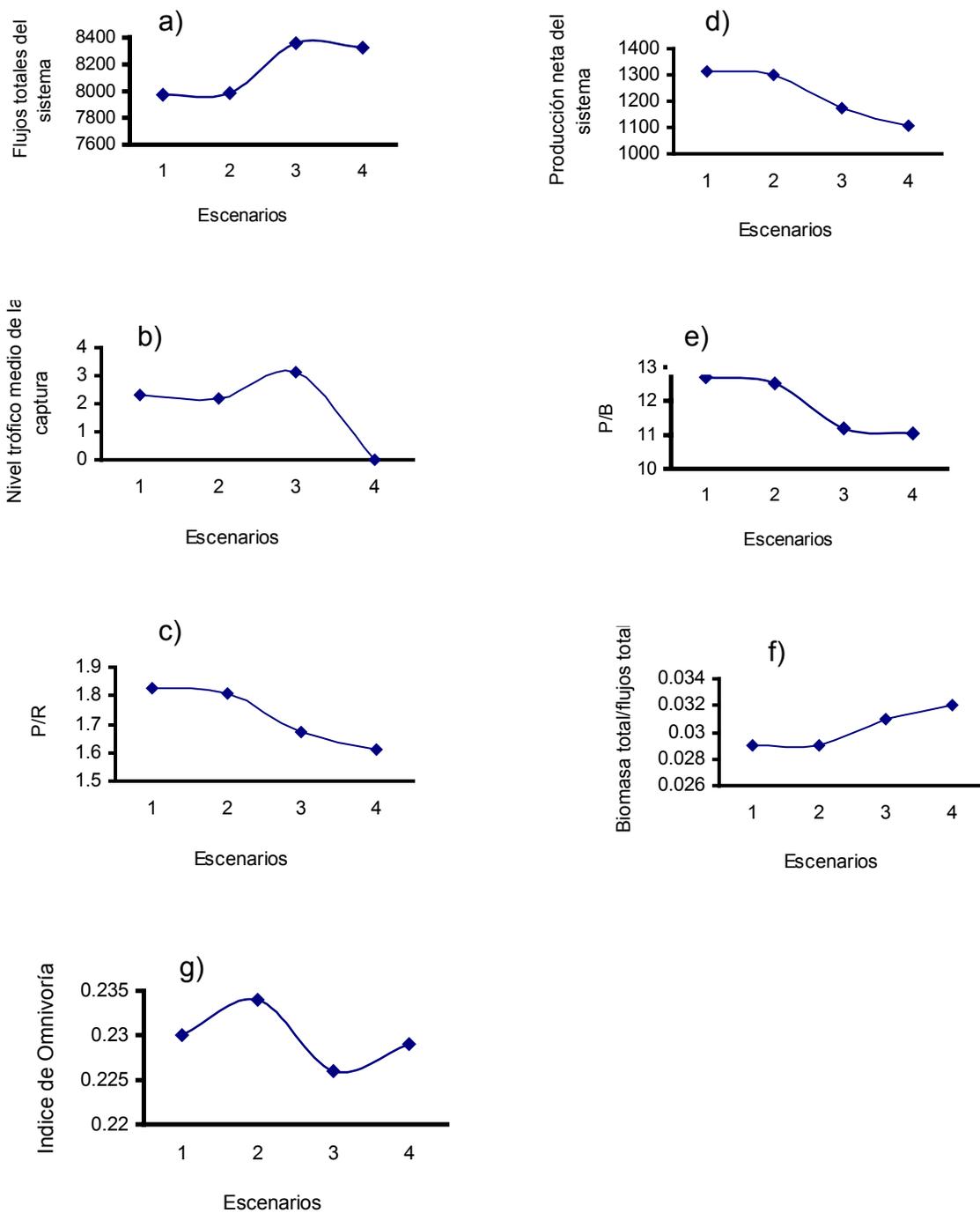


Figura 8. Comportamiento de los principales índices y atributos del sistema bajo diferentes escenarios de simulación de pesca. 1= escenario base, 2= escenarios sin pesca artesanal, 3= escenario sin pesca industrial, 4= escenario ausencia de pesca.

Respecto a los índices globales del sistema, la ascendencia (A) y la capacidad (C) incrementan en ausencia de pesca; con el menor incremento en el escenario sin pesca artesanal y el mayor en el escenario ausencia de pesca, a consecuencia de la incorporación de mayor información y energía en el ecosistema (Fig. 9).

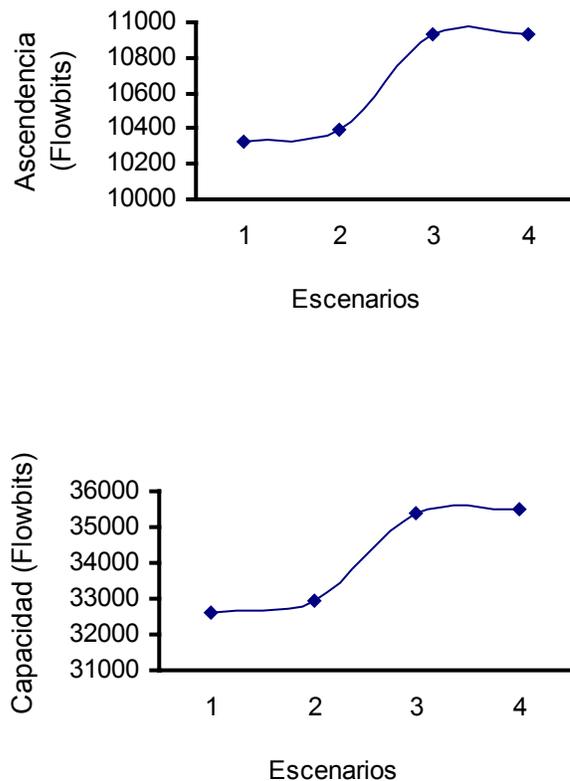


Figura 9. Comportamiento de los índices globales del sistema bajo diferentes escenarios de simulación de pesca. 1= escenario base, 2= escenarios sin pesca artesanal, 3= escenario sin pesca industrial, 4= escenario ausencia de pesca.

El índice de reciclaje de Finn y la longitud media de la vía de flujo de Finn tuvieron un comportamiento similar al de la ascendencia y la capacidad (Fig. 10).

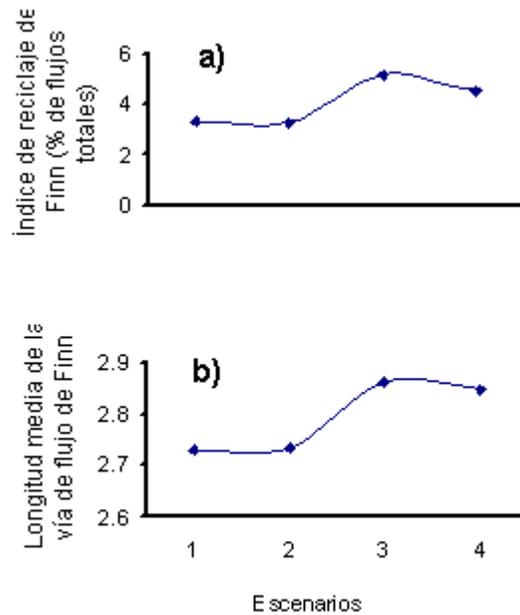


Figura 10. Índice de reciclaje de Finn (a) y longitud media de la vía de flujo de Finn (b), bajo diferentes escenarios de pesca. 1= escenario base, 2= escenarios sin pesca artesanal, 3= escenario sin pesca industrial, 4= escenario ausencia de pesca.

El cociente Overhead/Capacidad (O/C) es más alto en el escenario 3 que en el escenario 2, indicando una mayor resiliencia del ecosistema en ausencia de pesca industrial, lo que se interpreta como un efecto mayor en la resiliencia del ecosistema por parte de la pesca industrial (Fig. 11).

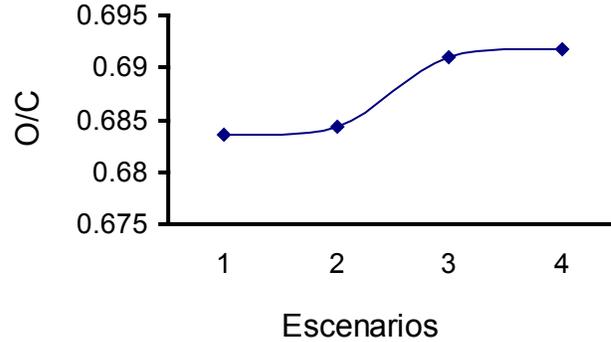


Figura 11. Cociente Overhead/Capacidad (O/C) bajo diferentes escenarios de pesca simulados. 1= escenario base, 2= escenarios sin pesca artesanal, 3= escenario sin pesca industrial, 4= escenario ausencia de pesca.

La eficiencia de transferencia disminuyó proporcionalmente con la magnitud de la pesca, registrándose la menor disminución en el escenario sin pesca artesanal y la mayor reducción en el escenario con ausencia total de pesca (Fig. 12), esto debido al aumento en los flujos respiratorios, producto del incremento en los flujos de consumo en cada escenario.

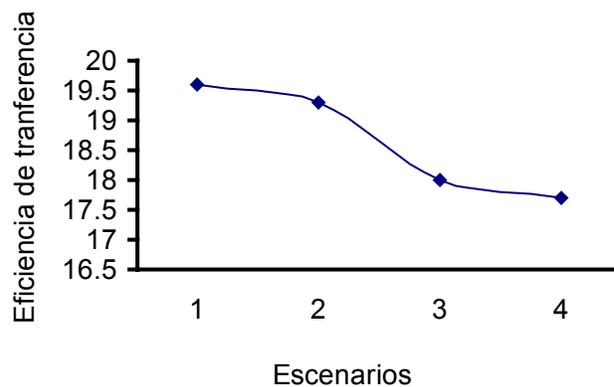


Figura 12. Eficiencia de transferencia media entre niveles tróficos del sistema bajo diferentes escenarios de pesca simulados. 1= escenario base, 2= escenarios sin pesca artesanal, 3= escenario sin pesca industrial, 4= escenario ausencia de pesca.

En la Fig. 13 se presentan cambios en el nivel trófico de algunos grupos. En el escenario sin pesca artesanal, el nivel trófico de 14 grupos disminuyó ligeramente. Los grupos afectados incluyeron a la mayoría de los depredadores de niveles superiores, algunos grupos no explotados (mamíferos marinos, tortugas marinas, picudos y dorados) y explotados por la flota industrial (Synodontidos, Serránidos, Anguilas y morenas y Pleuronéctidos). Sin embargo, las principales especies objetivo de la flota artesanal no presentaron cambios en el nivel trófico. Resultados similares fueron obtenidos en los escenarios sin pesca industrial y ausencia de pesca; adicionándose a estos cambios los grupos Pleuronéctidos y Otros peces, el primero explotado por la flota industrial y el último por ambas flotas. En general estos resultados sugieren un efecto moderado de la pesca sobre el estatus trófico de las principales especies objetivo en la zona, considerando la baja magnitud de los cambios detectados en el nivel trófico. El incremento del nivel trófico detectado en los grupos del sistema se explica debido a que en ausencia de pesca se genera una mayor biomasa y consumo en el ecosistema, principalmente de grupos con nivel trófico bajo.

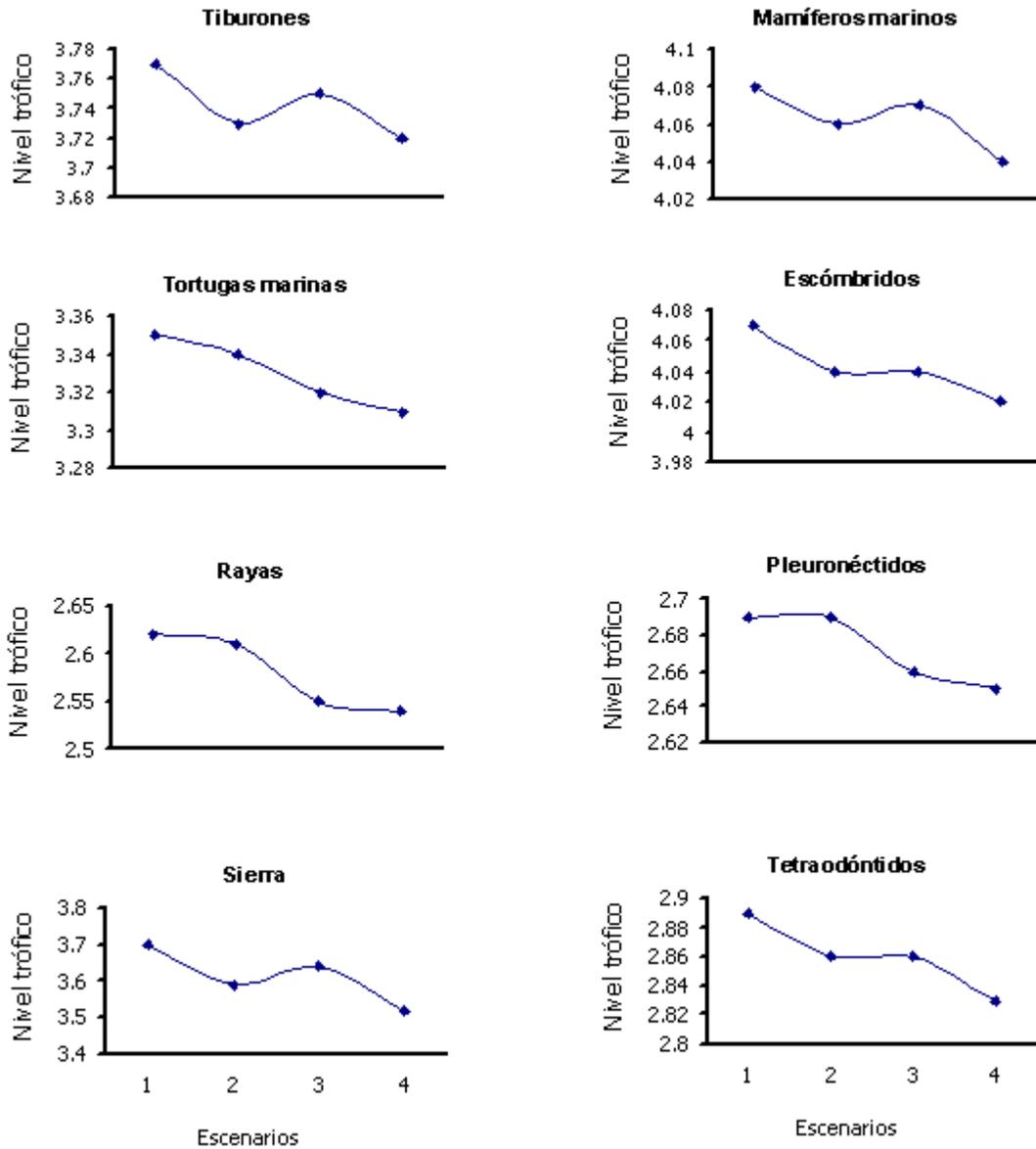


Figura 13. Cambios en el nivel trófico de algunos de los grupos explotados y no explotados por la pesca, bajo diferentes escenarios de pesca simulados. 1= escenario base, 2= escenarios sin pesca artesanal, 3= escenario sin pesca industrial, 4= escenario ausencia de pesca.

8. Discusión

8.1. Construcción del modelo

Una práctica común en las aplicaciones de Ecopath ha sido señalar los alcances y limitaciones de los modelos construidos. Esto ha permitido mejoras en la calidad y confiabilidad de los mismos y en los aspectos estructurales y conceptuales del enfoque.

En el presente estudio se señalan algunas de las dificultades y limitaciones encontradas con la aplicación de Ecopath, con el propósito de aportar elementos para mejoras futuras en la representación del ecosistema modelado.

Uno de los puntos críticos en la construcción de los modelos Ecopath es la reunión adecuada de la información y la estimación de los datos requeridos para alimentar el modelo. La flexibilidad de Ecopath para utilizar datos de fuentes y condiciones variadas ha propiciado en muchos casos un desmedido, reiterativo e inadecuado uso de parámetros y datos provenientes de diferentes especies, grupos y modelos. Bajo estas circunstancias el riesgo o incertidumbre de generar representaciones falsas o inadecuadas de los ecosistemas es alto.

En parte, Ecopath considera este problema dentro del proceso de construcción del modelo a través de la rutina Pedigri, la cual mide la calidad del modelo respecto al origen y certidumbre de los datos de entrada (Christensen et al. 2000). En el presente modelo el índice de pedigri calculado fue 0.5, valor cercano a la media respecto a los valores obtenidos en otros modelos Ecopath (Zetina-Rejón et al. 2004, Cruz-Escalona 2005). Bajo este criterio el modelo puede ser considerado aceptable y la representación del ecosistema adecuada. Sin embargo, el modelo

debe ser considerado como una primera aproximación debido principalmente a la incertidumbre e implicaciones que representa el hecho de que las biomásas de los principales depredadores (grupos pelágicos) del sistema fueron estimadas por el propio modelo Ecopath y una parte de los valores de P/B y Q/B de los invertebrados fueron tomados de otros modelos de ecosistemas similares. En esencia esto significa que el modelo actual muestra el estado de conocimiento respecto a los datos de entrada y en el futuro esta información puede ser mejorada.

Otro aspecto cuestionado con frecuencia en Ecopath es el supuesto del “balance de masas”: las entradas (materia o energía) dentro del sistema deben igualar a las salidas, confiriendo un balance entre los componentes del sistema. Llevar el modelo al cumplimiento del supuesto implica ajustar parcialmente parte de la información original proporcionada al modelo, principalmente la relativa a las dietas de los componentes. La justificación para esto se basa en la alta variabilidad intrínseca de la información de dietas de los consumidores, por lo que si el proceso se realiza de manera lógica y gradual se ha supuesto que no representa un problema serio de representatividad de la información (Christensen y Pauly 1993, 2000), especialmente cuando en una etapa posterior del análisis pueden obtenerse estimados específicos de variabilidad de acuerdo a la incertidumbre de los datos de entrada.

El balance de masas en el modelo proporciona una imagen instantánea de la estructura, función y organización del ecosistema y permite en consecuencia la estimación de parámetros. Los inconvenientes de este supuesto en la dinámica del sistema son resueltos posteriormente en Ecosim.

La integración de la información en el modelo Ecopath permitió identificar algunos vacíos de información en la zona de estudio. En primer lugar, es evidente la carencia de estudios básicos sobre aspectos biológicos, ecológicos y pesqueros de los invertebrados requeridos para la aplicación adecuada de Ecopath; esto representó una limitante en la estimación de los parámetros P/B y Q/B de estos grupos y una restricción dentro del análisis integral de los impactos potenciales generados por la pesca. La importancia ecológica de los invertebrados en el ecosistema obedece en parte a las complejas y numerosas interconexiones originadas a partir de las interacciones tróficas propiciadas principalmente por su alta biomasa y su alta riqueza específica, lo cual ha sido observado en muchos ecosistemas marinos y costeros (Arreguín-Sánchez et al. 1993, 2002; Abarca-Arenas y Valero-Pacheco 1993; Chávez et al. 1993; Vega-Cendejas et al. 1993; Opitz 1993; Wolf et al. 1996, Arreguín-Sánchez y Manickchand-Heileman 1998; Manickchand-Heileman et al. 1998a, 1998b; Zetina-Rejón et al. 2003).

En el grupo de los peces el problema de la falta de información es menor respecto a los invertebrados. Sin embargo, cabe destacar la ausencia de estudios sobre aspectos de crecimiento, reproducción y alimentación para la mayoría de los grupos no explotados principalmente, además de estimaciones de biomasa para los grupos pelágicos.

En los grupos mamíferos marinos, aves marinas y tortugas marinas, la situación es similar a la de los invertebrados, se requiere información básica sobre alimentación, crecimiento, reproducción y abundancia.

Con respecto al fitoplancton y el detritus no existen los estudios en el área, a pesar de ser los componentes iniciadores en la cadena alimenticia acuática.

8.2. Atributos tróficos de los grupos funcionales

La representatividad de los diferentes componentes en la columna agua en los ecosistemas acuáticos es un aspecto importante desde la perspectiva holística del análisis de las interacciones tróficas del ecosistema. La consideración de los componentes (especies y/o grupos funcionales) pelágicos, demersales y bentónicos en el ecosistema estudiado, determinado en cierto grado por la composición de las capturas de las pesquerías de la zona y por la disponibilidad de la información, permitió realizar una descripción más completa del ecosistema.

La estructura trófica representada por el modelo en general corresponde a la descrita en sistemas similares (Wolff et al. 1996, Manickchand-Heileman et al. 1998, Arreguín-Sánchez et al. 2002, Zetina-Rejón et al. 2003, Cruz-Escalona 2005), caracterizada principalmente por la dominancia de los flujos y la mayor concentración de biomasa en los niveles inferiores del sistema.

La distribución de los flujos tróficos y las biomásas en el marco de la estructura referida del ecosistema en general, es la típica de estos sistemas. En términos numéricos y de biomasa relativa, el componente bentónico es el más abundante en el modelo con 15 grupos y 40.03 % de la biomasa, ocupando niveles tróficos entre 2.1 y 3, incluyendo a consumidores primarios y secundarios. Le sigue el componente demersal, representado por 12 grupos y 38.2 % de la biomasa, con niveles tróficos entre 1 y 3.2, comprendiendo productores y consumidores de primero y segundo orden. En menor abundancia está el componente pelágico con 8 grupos y 21.8 % de biomasa, con niveles tróficos entre 3.6 y 4.1 (con excepción del grupo sardinas, con nivel trófico de 2.6), correspondiente a los depredadores tope y consumidores de tercer orden.

Los mayores consumos entre los depredadores bentónicos fueron dados en los peces por las rayas (40.9 t/km²), ophiidiidos (40.5 t/km²) y pleuronéctidos (40.9 t/km²), mientras que por los invertebrados fue el de braquiuros (239 t/km²), lo cual está relacionado con su alta biomasa dentro el ecosistema. Entre los que viven cerca del fondo, los grupos esciénidos (29.9 t/km²), tetraodóntidos (27.7 t/km²) y el zooplancton (1738.7 t/km²) fueron los que presentan el mayor consumo. Por parte de los pelágicos, las sardina fue el grupo con mayor consumo (476.6 t/km²), siendo el segundo más alto en todo el sistema, después del zooplancton.

Dentro de esta estructura del sistema, las interacciones tróficas, expresadas por el índice de omnivoría de los grupos, en general son más complejas en los niveles tróficos superiores, lo cual puede estar relacionado más a la biología de las especies de los grupos.

8.3. Interacciones tróficas en el sistema

A partir del análisis de los impactos tróficos mezclados, es evidente el papel clave que juegan los tiburones en el control de los flujos tróficos en el ecosistema. Al impactar negativamente a los principales depredadores tope del sistema, el grupo de los tiburones regula sus abundancias y en consecuencia la abundancia de sus presas, propiciando con esto mayor depredación en los niveles tróficos más bajos del ecosistema. Este tipo de efecto conocido como control de arriba para abajo (o top down) ha sido identificado en algunos ecosistemas similares (Cury et al. 2000, Laurans et al. 2004).

En el mismo sentido, la pesca artesanal realizada por la flota agallera-línea de mano juega un papel importante en el control del ecosistema, debido

principalmente al fuerte impacto que ejerce sobre el grupo de los tiburones. La disminución de las capturas de tiburones en algunas zonas de pesca del Océano Pacífico mexicano ha sido señalada como un indicio de agotamiento o sobreexplotación de este recurso (INP 2000). Si la presión de pesca continua en el mismo nivel o se incrementa sobre este grupo, como ha sido la tendencia en los últimos años, existe el riesgo de reducir su abundancia a un nivel crítico donde las especies dejen de ejercer su papel clave dentro del ecosistema, induciendo efectos en cascada en la estructura y funcionamiento del mismo.

Otro grupo importante en la estructura trófica del sistema es el de sardinas. Este constituye una de las principales presas de los grupos de niveles tróficos superiores (principalmente escómbridos, sierra, carángidos, mamíferos marinos, picudos) y representa el vínculo más directo entre los niveles tróficos bajos (productores) y altos (depredadores tope). La alta abundancia (36.9 t/km^2) estimada por el modelo puede estar asociada a su alta demanda como presa en el sistema por grupos con elevadas tasas de consumo y a que no es una especie objetivo de las pesquerías de la zona.

8.4. Atributos del ecosistema

Los índices y atributos a nivel de ecosistema calculados por Ecopath han sido probados de manera consistente (Christensen y Pauly 1992, Christensen y Pauly 1993, Christensen 2005, Vasconcellos et al 1997, Perez-España y Arreguín 1999) demostrándose en lo general su coherencia con el marco teórico prevaleciente de la ecología de sistemas (Odum 1969, 1971, Holling 1976, 1995, Ulanowicz 1986, 1997, Jorgensen et al 2000).

La extensa aplicación del modelo Ecopath en muchos ecosistemas marinos y costeros del planeta ha producido algunas generalizaciones acerca de su organización y comportamiento (Walters 2002, Christensen 2004).

El enfoque de ecosistema considerado en Ecopath está basado principalmente en el análisis de los flujos tróficos y de biomasa entre los componentes del sistema (Pauly 1992). A partir de esto se estiman y derivan índices que en conjunto describen de una forma holística la estructura y función del ecosistema, permitiendo además realizar inferencias sobre su estado de desarrollo y madurez a través de la comparación con otros ecosistemas similares (Christensen 1995, Christensen et al. 2000).

En el presente estudio el análisis comparativo integral de los índices globales del sistema caracteriza al ecosistema en estudio como inmaduro, con elevado potencial de desarrollo y con ciertas particularidades estructurales.

Al considerar la proporción de los flujos dentro de los principales procesos (respiración, consumo, producción) del ecosistema en estudio comparativamente a otros ecosistemas de plataforma continental similares de México, se distinguen algunas diferencias (Tabla 14). La proporción de los flujos derivados del consumo y de los procesos respiratorios respecto a los flujos totales en el ecosistema de la plataforma continental de Jalisco y Colima se encuentran abajo del promedio, mientras que los flujos del detritus son similares. Esto, apoyado en la teoría del crecimiento de los ecosistemas, propuesta por Odum (1969), indica una menor actividad o función del ecosistema en estudio, en términos de interacciones tróficas y transferencia de energía, ubicándolo en una condición de menor

madurez, característico de los ecosistemas explotados por la pesca y/o sujetos a una fuerte dinámica ambiental.

Tabla 14. Índices que expresan la estructura y organización del sistema de diferentes ecosistemas de plataforma continental de México. CT= consumo total, FTS= flujos totales del sistema, RT= respiración total, FTD= flujos totales del detritus, PT= producción total, PPT= producción primaria total, RT= respiración total, BT= biomasa total, IC= índice de conectividad, IOS= índice de omnivoría del sistema, NTMC= nivel trófico medio de la captura.

Índices/modelos	1	2	3	4	5	6	Máy.	Min	Prom.
CT/FTS	0.45	0.51	0.17	0.48	0.51	0.38	0.51	0.17	0.42
RT/FTS	0.27	0.29	0.11	0.27	0.20	0.19	0.29	0.11	0.21
FTD/FTS	0.28	0.19	0.41	0.15	0.16	0.25	0.41	0.15	0.24
PT/FTS	0.19	0.34	0.45	0.49	0.54	0.48	0.54	0.19	0.41
PPT/RT	0.39	0.75	3.86	1.38	1.61	1.90	3.86	0.39	1.65
PPT/BT	5.47	6.97	41.40	25.23	17.39	12.80	41.40	5.47	18.21
BT/FTS	0.02	0.03	0.01	0.02	0.02	0.03	0.03	0.01	0.02
IC	0.24	0.28	0.28	0.25	0.32	0.30	0.32	0.24	0.28
IOS	0.16	0.20	0.17	0.33	0.54	0.20	0.54	0.16	0.27
NTMC	3.44	4.11	2.82	2.99	2.93	2.50	4.11	2.50	3.13
RT/BT	0.07	0.11	0.09	0.06	0.09	0.15	0.15	0.06	0.10

1. Veracruz, Golfo de México (Arreguín-Sánchez et al. 1993a).
2. Yucatán, Golfo de México (Arreguín-Sánchez et al. 1993b).
3. Campeche, Golfo de México (Manikchand-Haileman et al. 1998)
4. Golfo de California Central (Arreguín-Sánchez et al. 2002)
5. Golfo de California Bajo (Zárate-Morales et al. 2004)
6. Jalisco Colima (este trabajo)

La posible condición de inmadurez relativa del ecosistema en estudio es reforzada con el índice producción total del sistema/ flujos totales, el cual presenta un valor alto, cercano al valor máximo registrado en los ecosistemas comparados. En

términos de crecimiento del sistema lo anterior expresa una condición de alta producción excedente y una baja eficiencia del ecosistema en cuanto al uso de esta producción, lo cual es característico de los ecosistemas en proceso de maduración (Odum 1969, Ulanowicz 1986, 1997).

La proporción entre la producción primaria total y la respiración total del sistema (1.9) (Tabla 14) se encontró en el promedio de los ecosistemas comparados. De acuerdo a los atributos de madurez del ecosistema de Odum (1969) un valor de P/R mayor a 1 es indicador de una etapa de inmadurez del sistema, lo cual es consistente con los índices de los flujos y los procesos mencionados previamente.

La proporción producción primaria total del sistema respecto a la biomasa total en comparación con los otros ecosistemas es menor al promedio. En sistemas en desarrollo el P/B tiende a tener un valor alto, debido a la baja biomasa y alta producción, mientras que los sistemas desarrollados tienden a tener altas biomasa y tasas de producción más bajas, con valores de P/B más bajos (Christensen y Pauly 2003). De acuerdo a esto, la magnitud del P/B no corresponde claramente a un sistema inmaduro.

Otro índice que también contrasta con el concepto de ecosistema es la biomasa total del sistema respecto a los flujos totales. Este índice expresa la proporción de la biomasa que puede ser soportada por el flujo disponible en un sistema y aumentará en valor cuando un sistema madura. En comparación con los otros ecosistemas, el índice tiene un valor alto, indicando una mayor actividad metabólica en el sistema en términos de interacciones tróficas y/o procesos respiratorios.

El porcentaje de conectancia calculado, de 30 %, es similar al promedio de los ecosistemas comparados. El índice de conectancia representa en la cadena alimenticia del ecosistema, la proporción del número de uniones o conexiones respecto al número de conexiones posibles (Christensen y Pauly 2000). Este indicador ha sido señalado como dependiente del tamaño del sistema (número de grupos funcionales) y por lo tanto su uso con fines comparativos es limitado (Christensen 1995).

La respiración total del sistema respecto a su biomasa total del ecosistema en estudio, en comparación a los otros ecosistemas, es alta reflejando una mayor entropía o pérdida de energía derivado de las interacciones tróficas y los flujos de biomasa del ecosistema. Los valores altos pueden asociarse a ecosistemas inmaduros donde el gasto promedio energético promedio es alto.

Un índice comparativo más útil de la complejidad del sistema es el Índice de Omnivoría del Sistema (IOS; Christensen 1995). Este mide la distribución de las interacciones alimenticias entre los niveles tróficos y puede caracterizar el grado por el cual un sistema muestra las características de la cadena. En el ecosistema en estudio el índice de omnivoría del sistema tuvo un valor más próximo al valor mínimo de los ecosistemas comparados, indicando una menor complejidad en las interacciones alimenticias.

En cuanto a la Ascendencia del sistema e índices relacionados, los valores registrados en el ecosistema en estudio son significativamente más altos; más de un orden de magnitud. ($A=10286.6$, $O = 22076.2$ y $C= 32362.8$ flowbits), respecto a lo reportado en otros ecosistemas similares de México: Golfo de California Central ($A= 3375$, $O= 8088$, $C= 11463$ flowbits; Arreguín-Sánchez et al. 2002),

Golfo Alto de California (A= 6187.8, O=19737.1 y C= 25925.3; Morales-Zárte et al. 2004), Plataforma continental de Veracruz (A= 9781.6, O= 21134 y C= 30916.1 flowbits; Cruz-Escalona 2005), Golfo Dulce, Costa Rica (A= 1651.3, O= 8088 y C= 11463; Wolf et al. 1996).

Esta diferencia mencionada anteriormente, sin embargo, no influye al evaluar aspectos de organización y resiliencia entre los ecosistemas, como lo demuestra la Ascendencia Relativa (A/C), utilizada como una medida del grado de organización y de eficiencia del sistema, la cual es similar entre los ecosistemas Golfo Dulce (0.321), Plataforma continental de Veracruz (0.316) y Plataforma continental Jalisco-Colima (0.317). El resultado es similar al mostrado por el cociente O/C, el cual mide la capacidad de respuesta del ecosistema ante perturbaciones (Resiliencia).

8.5. Agregación trófica

La distribución de los flujos y la biomasa del ecosistema obtenida a partir de la agregación trófica en general, es similar a la citada para otros ecosistemas marinos y costeros (Wolff et al. 1996, Arreguín-Sánchez et al. 2002, Zetina-Rejón et al. 2003.). Sin embargo, hay algunas diferencias en las magnitudes de los flujos y de la biomasa, así como las eficiencias de transferencia y las proporciones de flujos derivadas de los productores y el detritus.

La eficiencia de transferencia media en este ecosistema fue relativamente alta (18.2 %) con respecto al valor de 10 %, que se supone existe en general en los ecosistemas (Lindeman, 1942). Sin embargo, está dentro de intervalo citado por Pauly y Christensen (1995) para diversos ecosistemas. Los altos valores de

eficiencia de transferencia trófica registrados en algunos ecosistemas costeros han sido asociados a altas tasas de explotación (Christensen y Pauly 1993). En el presente estudio, la alta tasa de captura de la flota industrial posiblemente sea el factor principal que determina la alta eficiencia de transferencia del ecosistema. Relacionado a la madurez del ecosistema, una alta eficiencia de transferencia implicaría una mayor madurez del mismo, lo cual es coherente con la idea de inmadurez expuesta anteriormente.

La importancia de los productores primarios (fitoplancton) como fuente básica de transferencia de la energía en el sistema ha sido confirmada por la alta proporción de los flujos derivados de ellos, evidenciando de esta forma la predominancia de los procesos de herbivoría sobre los procesos de detritivoría en el ecosistema.

8.6. Pesquerías

Un aspecto importante en el análisis de las pesquerías, es la calidad de la información utilizada. En las pesquerías multiespecíficas existen múltiples y diversos factores que pueden limitar la calidad de la información, entre ellos el registro formal de la captura y esfuerzo aplicado. En este estudio, la captura de la flota camaronera fue estimada indirectamente, lo cual evidentemente incorpora un factor de incertidumbre que debe ser considerado en el contexto del análisis y del alcance de los resultados derivados.

La diferencia del volumen de captura entre las flotas artesanal y camaronera (industrial) es altamente significativa, expresada en una proporción 1:10 respectivamente. El factor determinante de esto es la elevada captura incidental

registrada, principalmente en braquiuros, rayas y pleuronéctidos, los cuales en conjunto aportan el 81 % de la captura incidental.

La proporción de la captura incidental registrada respecto a la captura objetivo en la flota camaronera es 40:1, lo cual está dentro del intervalo citado en otras áreas del Océano Pacífico mexicano (Arreguín-Sánchez et al. 2002, INP 2000), siendo sin embargo de las más altas en el país.

8.7. Estrategia óptima de pesca

El incremento en el esfuerzo de pesca para las flotas agallera y buceo comercial sugerido por el procedimiento de búsqueda de la estrategia óptima de pesca en el estado actual parece razonable y viable en el sentido de la abundancia y disponibilidad del recurso objetivo dentro del área de estudio, tal como lo indican las evaluaciones de las pesquerías (Cruz-Romero et al. 1996, Espino-Barr et al. 2000, INP 2000). En el mismo sentido, es razonable la disminución del esfuerzo de pesca de la flota camaronera.

Bajo esta estrategia de manejo, la pesca artesanal tiene un potencial de crecimiento limitado para la flota agallera y un potencial alto para la flota buceo comercial. En contraste, la pesca industrial realizada por la flota camaronera tiene que ser limitada y regulada en términos del tamaño de la flota y los niveles de captura.

8.8. Situación actual de las pesquerías

El manejo moderno de recursos pesqueros se basa en Puntos de Referencia que permiten definir una determinada estrategia de pesca y se derivan

de los modelos que caracterizan la dinámica de las poblaciones (Sissenwine y Shepherd, 1987; Mace, 1994 en INP 2000).

Las estimaciones de la tasa de captura, E , realizadas con referencia a valores de mortalidad por pesca, F , obtenidos en Ecopath, son coherentes con las evaluaciones independientes realizadas para algunos recursos explotados. En la pesca artesanal, el huachinango (*Lutjanus peru*) ha sido citado como en estado de explotación óptima (Cruz-Romero et al. 1996, Espino Barr et al 1997, Espino-Barr, 1998). Esto es consistente con la tasa de captura estimada con base en los resultados de Ecopath, la cual es 0.36, valor ligeramente arriba del punto de referencia óptimo ($E=0.33$ donde $F=M$).

Otro recurso explotado por la pesca artesanal en la zona es el grupo tiburones. El estado de las poblaciones en el Océano Pacífico mexicano en general no ha sido determinado debido a la falta de información de capturas, esfuerzo y biología de las especies (INP 2000). Aunque no existe información sobre mortalidad y tasa de explotación del grupo en el área de estudio, los valores de F (0.52) y M (0.12) estimados por Ecopath y la tasa de explotación estimada (0.38), están dentro del intervalo citados en otras áreas del Pacífico Mexicano (Golfo de California y Golfo de Tehuantepec) y es congruente con el estado general de explotación citado por el INP (2000).

En términos de manejo, sin embargo, esto puede ser crítico para el grupo de tiburones dado su ciclo de vida, principalmente asociado a su baja fecundidad y a una tasa de recuperación lenta especialmente ante una presión de pesca intensa. Adicionalmente existe una alta proporción de captura no reportada de tiburones,

debido al carácter ilegal de algunas artes de pesca utilizadas en la captura del recurso, lo cual debe de ser considerado en su evaluación y manejo.

En la pesca industrial para el grupo peneidos (principal especie objetivo) se estimó una tasa de explotación de $E = 0.42$, valor por arriba del punto de referencia óptimo ($E = 0.3$). Aunque no existen evaluaciones específicas para el grupo en la zona de estudio, la tasa de explotación estimada, es consistente con las evaluaciones realizadas en otras áreas del Pacífico Mexicano, señalándose en general que la pesquería de camarón en el Pacífico Mexicano se encuentra aprovechada al máximo y que no es conveniente incrementar el esfuerzo de pesca actual en ninguna de sus regiones y especies (INP 2000)

8.9. Impacto de la pesca

8.9.1. Escenario competencia directa por especies objetivo

Las simulaciones realizadas de forma separada por flota, lo cual supone que acceden al recurso objetivo de manera independiente una de otra, rechazan la hipótesis de competencia directa en la principal especie objetivo (huachinango) entre las flotas artesanal e industrial. El esfuerzo requerido para alcanzar el punto de referencia límite del grupo Juveniles *Lutjanus peru* es de 140 % respecto a F actual en la flota industrial. Aunque en este nivel de F se generan cambios en la biomasa (35 %) del grupo Adultos *Lutjanus peru*, su tasa de explotación por la flota artesanal se mantiene estable, descartándose una interdependencia significativa de la flota industrial sobre la artesanal, en términos de competencia por especies objetivo. Un patrón similar también es detectado en la situación contraria, cuando se incrementa F de la flota artesanal.

Un patrón diferente se observa cuando se incrementa la tasa de pesca simultáneamente en ambas flotas (que reflejaría la situación más realista), los grupos adultos *Lutjanus peru* y juveniles *Lutjanus peru* alcanzan el punto de referencia límite a 40 y 60 % de incremento de F respectivamente. Sin embargo, es importante señalar que un incremento de solo 15 % de la tasa de pesca en ambas flotas lleva al grupo adultos *Lutjanus peru* a un nivel de explotación ($E=0.44$) muy cercano al punto de referencia límite ($E=0.5$), sugiriendo una condición de interferencia entre las flotas ribereña e industrial.

El patrón que sugiere la existencia de una interferencia nula entre las flotas artesanal e industrial posiblemente se deba a que las pesquerías artesanales en la zona no tienen acceso a toda la población, particularmente sobre los adultos viejos, permitiendo en consecuencia que ésta fracción mantenga una tasa de producción suficiente para sostener la población de juveniles y el stock en general. Saucedo-Lozano y González-Sansón (1998) encontraron organismos juveniles de *L. Peru* en la captura de arrastres experimentales en la plataforma continental de Jalisco y Colima, distribuidos principalmente entre 20 y 40 m de profundidad. Cruz-Romero et al (1999) reportan una predominancia de juveniles de *L. Peru* en las capturas comerciales ribereñas para la costa de Colima, realizada entre 10 y 40 m de profundidad.

Las evidencias referidas indican que los juveniles del huachinango se encuentran más accesibles a las zonas de pesca u operación de las flotas ribereñas e industrial, a diferencia de los adultos de tallas más grandes, los cuales generalmente se encuentran en zonas más profundas (mayor a 40 m) y distantes de la costa, donde son capturados con baja frecuencia, como alternativa cuando

disminuye la captura de las tallas comerciales en áreas de baja profundidad (José Alejandro Trujillo Hernández, permisionario de Barra de Navidad, Jalisco, comunicación personal).

El alto potencial reproductivo de la especie, la cual se reproduce durante todo el año en la zona (Cruz-Romero 1996, Espino-Barr et al. 1997, INP 2000) puede ser otro factor determinante en el mantenimiento de la población.

El patrón que sugiere la existencia de interferencia entre las flotas artesanal e industrial, ha sido reportado para otras pesquerías de huachinango (por ejemplo, Sumpton y Jackson 2005) y ha sido relacionado principalmente al fuerte impacto que ejerce la pesca de arrastre a través de la elevada captura de juveniles y a la destrucción del hábitat.

Los patrones detectados en el presente estudio sin embargo, demuestran el efecto potencial de la flota artesanal sobre la viabilidad de algunas poblaciones explotadas conjuntamente con la flota industrial, lo cual tiene que ser considerado en las decisiones de manejo aplicadas en la explotación de los recursos de la zona.

Considerando la ausencia de medidas de regulación confiables de las pesquerías en la zona y las tendencias de desarrollo de la población humana es lógico intuir un incremento en el esfuerzo de pesca de las pesquerías artesanal en el mediano plazo, lo cual llevaría inevitablemente a los principales recursos a una condición de sobrepesca.

Un factor potencial de riesgo que debe ser evaluado paralelamente a lo anterior es la construcción de arrecifes artificiales colocados en la Bahía de Navidad en abril del 2004, con el fin de restringir la operación de la flota arrastrera en la bahía y

crear nuevos sitios de pesca. Actualmente el rendimiento de la pesca en los arrecifes es el doble al obtenido en los sitios de pesca tradicionales (Aguilar-Palomino, Universidad de Guadalajara, comunicación personal), no existiendo un control o regulación en el esfuerzo de pesca.

La pesca en arrecifes artificiales ha demostrado, en la mayoría de las experiencias, el papel relevante que tienen los arrecifes como estructuras agregadoras de biomasa, más que elevar la productividad del ecosistema, lo cual incrementa la vulnerabilidad de las poblaciones explotadas si no se aplican medidas regulatorias. Desde luego, los arrecifes artificiales evitaría la mortalidad causada sobre juveniles, sin embargo, si no se controla la explotación el efecto sobre huachinango pudiera ser equivalente o mayor.

8.9.2. Escenario mortalidad de juveniles de recursos objetivo de la flota ribereña a través de la FAC.

Los cambios simulados en la biomasa del grupo juveniles *Lutjanus peru* por efecto del incremento de F en la flota industrial aparentemente no afectan de manera significativa la abundancia o rendimiento de la especie. En la situación actual el grupo juveniles *Lutjanus peru* es explotado abajo del punto de referencia óptimo. Con un incremento del 15 % en F, el grupo sería llevado a la explotación óptima, generando un cambio mínimo en la biomasa (10 %) del grupo, mientras que un incremento del 140 % de F lo pone en el límite de su nivel de explotación con un cambio del 44 % en su biomasa.

La probabilidad de llevar al nivel límite de explotación al grupo juveniles *Lutjanus peru* se considera baja debido a que el esfuerzo requerido es muy alto y rebasa la

capacidad de biomasa del grupo peneidos, principal especie objetivo de la flota industrial, lo cual implica una situación de no rentabilidad para la flota.

Sin embargo, la probabilidad de incrementar 15 % la actividad de la flota arrastrera y la artesanal es alta, de tal suerte que este nivel de incremento podría afectar a la pesquería ribereña en cuanto a los rendimientos óptimos.

8.9.3. Escenario impacto de la pesca sobre el ecosistema

A partir de las simulaciones realizadas se confirma el efecto de la pesca sobre ecosistema. Los cambios detectados en algunos atributos del ecosistema guardan relación con la intensidad de la pesca y las características de las especies capturadas. La pesca de arrastre o camaronera en lo general es la que presenta un mayor efecto en la estructura trófica del ecosistema, como se pone en evidencia en la magnitud de cambio de la mayoría de los atributos e índices de sistema (Figs. 8- 13). Sin embargo, la pesca artesanal tiene mayor potencial de efecto en la función y organización del ecosistema, debido a que las especies objetivo sujetas a alta explotación pertenecen a los niveles tróficos más altos donde se regula el comportamiento y la dinámica del ecosistema.

El nivel trófico medio de las capturas (NTMC) ha sido propuesto como indicador de posibles impactos de la pesca en los ecosistemas, principalmente debido al decremento de las especies objetivo de los niveles tróficos más altos (Pauly et al. 1998). Los cambios simulados en el NTMC en el presente estudio son coherentes con el nivel trófico de las especies capturadas por las diferentes flotas. La diferencia en la magnitud de cambio del NTMC en los escenarios sin pesca artesanal y sin pesca industrial es una evidencia concreta del mayor efecto

potencial de la pesca artesanal en el ecosistema. Arreguín-Sánchez y Arcos-Huitrón (2005) advierten del riesgo potencial de la pesca artesanal en la costa de Colima, señalando que si bien el NTMC se ha mantenido estable por más de 3 décadas se presenta una clara tendencia de incremento del NTMC, lo cual es indicativo de una especialización de la pesca por especies de nivel trófico alto (Fig. 14).

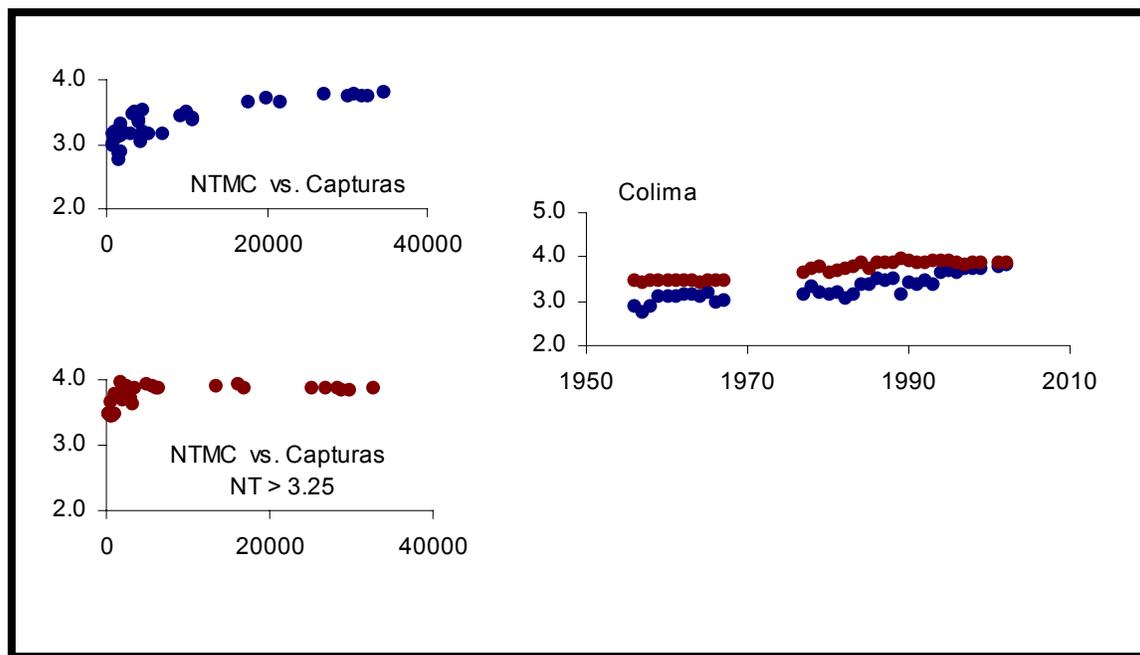


Figura 14. Nivel trófico medio de la captura calculado para el estado de Colima. Tomado de Arreguín-Sánchez y Arcos Huitrón (2005).

Otro aspecto de la dinámica del ecosistema afectada por la pesca, principalmente la industrial, es la resiliencia, esto es, la capacidad de recuperación del ecosistema frente una perturbación. Esta propiedad, abordado recientemente en algunos trabajos con Ecopath (Pérez-España y Arreguín-Sánchez 1999, Arreguín-Sánchez 2002, Arreguín-Sánchez et al. 2002, Zetina-Rejón 2004, Cruz-Escalona 2005),

puede ser más relevante que los cambios estructurales y funcionales inducidos por la pesca (Arreguín-Sánchez et al. 2002). El efecto negativo sobre la resiliencia se traduce en una mayor vulnerabilidad del ecosistema o los recursos objetivo a perturbaciones, incluida la pesca, lo cual es de suma importancia para el manejo adecuado de las pesquerías.

La respuesta general del ecosistema bajo cualquier escenario sin pesca sería, de acuerdo con Odum (1969) y Ulanowicz (1986), ganar complejidad en términos de crecimiento y desarrollo, lo cual sugiere el efecto potencial de la pesca en el ecosistema. En presencia de pesca el ecosistema se encuentra sometido a una dinámica constante de crecimiento y a un estado permanente de inmadurez (o menor madurez relativa), asociado a su resiliencia.

Los cambios detectados en el nivel trófico de algunos grupos del ecosistema en estudio por efecto de la pesca puede ser un indicador de impacto adicional a los descritos a nivel de sistema. Sin embargo, el nivel de cambio registrado en el presente estudio es aún mínimo, por lo cual se recomienda seguir explorando el comportamiento de este atributo bajo diferentes situaciones de intensidad de pesca como un criterio adicional para una pesca responsable y sustentable.

Importancia de estudiar la pesca dentro del marco del ecosistema.

9. Conclusiones

- La prueba del modelo trófico del ecosistema por medio de los procesos de validación y consistencia demuestra su confianza y utilidad potencial del mismo para fines de aplicación a situaciones reales de manejo. No obstante, la calidad del modelo puede ser aún mejorada en términos de incorporar mayor información local, de alta confiabilidad y menor incertidumbre.
- La mayor proporción de flujos tróficos y de biomasa se presentan en los niveles inferiores del ecosistema; sin embargo, la estructura y organización de los flujos tróficos y de biomasa son reguladas principalmente por los componentes de niveles tróficos superiores (procesos top-down) y en términos de la explotación de recursos por la pesca, principalmente la artesanal. La fuente principal de entrada de energía al sistema sucede a través del fitoplancton, contribuyendo con más del 60 % de los flujos.
- La estructura y organización registrada para el ecosistema de la plataforma continental de las costas de Jalisco y Colima sugiere un ecosistema inmaduro, con elevado potencial de desarrollo y una resiliencia relativa moderada.
- Se confirma la hipótesis del efecto de la pesca sobre la estructura y organización del ecosistema. La pesca de arrastre camarонера genera un mayor efecto en la estructura trófica del ecosistema, mientras que la pesca artesanal tiene un mayor efecto potencial en su función y organización.

- Los cambios aparentes registrados en la estructura y organización del sistema a través de las simulaciones de la pesca sugieren por un lado, un impacto moderado de las pesquerías en el ecosistema. Sin embargo, los incrementos relativamente bajos en el esfuerzo de pesca de ambas flotas pueden conducir a las especies objetivo de la pesca artesanal a una condición de sobrepesca o a una disminución de sus abundancias, con cambios potenciales en la estructura y organización del ecosistema a través de diversos efectos indirectos en la estructura trófica.
- Se rechaza la hipótesis de competencia directa por especies objetivo, principalmente para el grupo juveniles *Lutjanus peru*, entre las flotas artesanal e industrial, descartándose una interacción significativa entre ambas flotas. Esta situación corresponde particularmente al estado actual de explotación y de operación de las flotas sin embargo, se demuestra un impacto significativo potencial, a través de experimentos de simulación, si no se prevé un control efectivo de la operación de las flotas.
- Los análisis realizados en la presente aplicación de Ecopath permitió identificar pautas potenciales sobre la estructura y función del ecosistema modelado. De igual forma plantea rutas alternativas para dirigir la investigación ecológica y pesquera de la zona a fin de mejorar el conocimiento del ecosistema bajo una perspectiva integral. No obstante, el modelo puede ser mejorado y en consecuencia ser cada vez más útil para efecto de manejo.

10. Bibliografía

- Abarca-Arenas, L.G. y E. Valero-Pacheco. 1993. Toward a trophic model of Tamiahua, a coastal lagoon in México. p. 181-185. En: V. Christensen and D. Pauly (eds.) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26. 390 p.
- Abitia-Cárdenas, L.A., F. Galván-Magaña y J. Rodríguez-Romero. 1997. Food habits and energy values of prey of striped marlin (*Tetrapturus audax*), of the east coast of México. Fish. Bull. 95: 360-368.
- Aguilar, C.S. y Godinez-Dominguez. 1997. Presencia del pulpo *Octopus hubbsorum* en el Pacífico central Mexicano. Revista de Biología Tropical 44/45:678.
- Aguilar-Palomino, B., F. Galván-Magaña, L.A. Abitia-Cárdenas, A.F. Muhlia-Melo y J. Rodríguez-Romero. 1998. Aspectos alimentarios del dorado *Coryphaena hippurus* Linnaeus, 1758 en Cabo San Lucas, Baja California Sur, México. Ciencias Marinas. 24(3): 253-265.
- Allen, K.R., 1971. Relation between production and biomass. Fish Res. Board Can. 28, 1573-1581.
- Allen, G.R. y D.R. Robertson. 1994. Fishes of the tropical eastern Pacific. University of Hawaii Press, Honolulu. 332 pp.
- Alvarado-Castillo, R.M. 1993. Edad y crecimiento de *Istiophorus platypterus* (Shaw & Nodder, 1971) (Pisces: Istiophoridae) al sur del Golfo de California. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional. CICIMAR. México. 57 p.

- Alverson, D.L., M.H. Freeberg, S.A. Murawski, y J.G. Pope. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Fisheries Technical Paper 339, 233pp.
- Arreguín-Sánchez, F. 2001. Hacia el manejo de pesquerías en el contexto del ecosistema: el caso de México. EC Fisheries Cooperation Bulletin. 14(1-4): 4-6.
- Arreguín-Sánchez, F., E. Valero-Pacheco y E.A. Chávez. 1993. A trophic box model of the coastal fish communities of the southwestern Gulf of Mexico. Pages 197-205 *En*: V. Christensen and D. Pauly (eds) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26.
- Arreguín-Sánchez, F. y S. Manickchand-Heileman, 1998. The trophic role of lutjanid fish and impacts of their fisheries in two ecosystems in the Gulf of Mexico. *J. Fish Biol. (Suppl. A)* 53, 143-153.
- Arreguín-Sánchez, F., E. Arcos y E. A. Chávez. 2002. Flows of biomass and structure in an exploited benthic ecosystem in the Gulf of California, México. *Ecological Modelling*. 156:167-183.
- Arreguín-Sánchez, F., M. Zetina-Rejón, S. Manickchand-Heileman, M. Ramírez-Rodríguez y L. Vidal. 2004a. Simulated responses to harvesting strategies in an exploited ecosystem in the southwestern Gulf of Mexico. *Ecological Modelling*. (172): 421-432.
- Arreguín-Sánchez, F., A. Hernández-Herrera, M. Ramírez-Rodríguez y H. Pérez-España, 2004b. Analysis of the artisanal fisheries in the ecosystem of La Paz Bay, Baja California Sur, México. *Ecological Modelling*. (172): 373-382.

- Arreguín-Sánchez, F. y E. Arcos-Huitrón. 2005. ¿Impacto de la pesca en el ecosistema?: análisis de los cambios en el nivel trófico de las capturas en los litorales mexicanos. Simposio sobre Ciencias Pesqueras en México. 2-4 mayo, La Paz, B. C. S. CICIMAR-IPN.
- Auster, P.J., R.J. Malatesta, R.W. Langton, L. Watling, P.C. Valentine, C.L.S. Donaldson, E.W. Langton, A.N. Shepard, y I.G. Babb. 1996. The impacts of mobile fishing gear on seafloor habitats in the Gulf of Maine (Northwest Atlantic): Implications for conservation of fish populations. *Reviews in Fisheries Science* 4(2):185–202.
- Auster, P.J., y R.W. Langton. 1999. The effects of fishing on fish habitat. *American Fisheries Society Symposium* 22: 150–187.
- Babel, J.S. 1967. Reproduction, life history and ecology of the round stingray *Urolophus halleri*. Cooper. *Fish. Bull. Calif. Dep. Fish Game* 137: 104 p.
- Baird, D., Ulanowicz, R., 1989. The seasonal dynamics of the Chesapeake Bay ecosystem. *Ecol. Monogr.* 59(4): 329-364.
- Baird, D., J. Glade y R. Ulanowicz. 1991. The comparative ecology of six marine ecosystems. *Philos. Trans. R. Soc. Lond.* 333: 15-29.
- Baird, D. y R. Ulanowicz. 1993. Comparative study on the trophic structure, cycling and ecosystem properties of four tidal estuaries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 99: 221-237.
- Botsford, L.W., J.C. Castilla y C.H. Peterson. 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. *Science.* 277: 509-515.

- Brulé, T., D. O. Avila, M. S. Crespo y C. Déniel. 1994. Seasonal and dial changes in diet composition of juvenile red grouper (*Epinephelus morio*) from Campeche Bank. Bull. Mar. Sci. 55(1): 255-262.
- Chávez, E.A., M. Garduño y F. Arreguín-Sánchez. 1993. Trophic Dynamics Structure of Celestun Lagoon, Southern Gulf of México, p. 186-192. En: V. Christensen and D. Pauly (eds.). Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.
- Christensen, V. 1994. On the behavior of some proposed goal functions for ecosystem development. Ecological Modelling. 75/76: 37-49.
- Christensen, V. 1995. Ecosystem maturity –towards quantification. Ecological Modelling. 77: 3-32.
- Christensen, V. 1998. Fishery-induced changes in a marine ecosystem: insight from models of the Gulf of Thailand. J. Fish Biol. 53 (suppl. A): 128-142.
- Christensen, V. y D. Pauly. 1992. Ecopath II – a software for balancing steady-state models and calculating network characteristics. Ecological Modelling 61:169-185.
- Christensen, V. y D. Pauly. 1993. Flow characteristics of aquatic ecosystems. En: Christensen, V. y Pauly, D. (Eds.), Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc., 26, pp. 338-352.
- Christensen V. y D. Pauly. 1995. Fish Production, Catches and the Carrying Capacity of the World Oceans. NAGA, The ICLARM Quarterly 18 (3), 34-40.
- Christensen, V., C. Walters y D. Pauly. 2000. Ecopath with Ecosim: A User's Guide. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada and ICLARM, Pena, Malaysia. 130 p.

- Christensen V. y C.J. Walters. 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling*. (172): 109-139.
- Collete, B.B. y C.E. Nauen. 1983. *FAO species Catalogue. Vol. 2 Scombrids of the world. An annotated and illustrated catalogue of tunas, mackerels, bonitos and related species known to date. FAO Fish. Synop. 125. vol.2, 137 p.*
- Collie, J.S., G.A. Escanero, y P.C. Valentine. 1997. Effects of bottom fishing on the benthic megafauna of Georges Bank. *Marine Ecology Progress Series* 155:159–172.
- Cruz-Escalona, V.H. 2005. Interdependencia ecotrófica entre laguna de Alvarado, Veracruz y la plataforma continental adyacente. Tesis doctoral. Instituto Politécnico Nacional, México. 136 p.
- Cruz-Romero, M., E. Espino-Barr y A. García-Boa. 1993. Aspectos poblacionales de cinco especies de la familia Haemulidae (pisces) en la costa de Colima, México. *Ciencia Pesquera* 10:43-54.
- Cruz-Romero, M., E. Espino-Barr y A. García-Boa. 1995. Carángidos: aspectos biológicos-pesqueros en el litoral colimense. *Cuad. Mex. Zool.* 1(2): 81-88.
- Cruz-Romero, M., E. Espino-Barr y A. García-Boa. 1996. Potencial de la pesca ribereña del estado de Colima, México, en 1989. *Ciencia Pesquera* 12:30-34.
- Cury, P., L. Shannon y Y.J. Shin, 2001. The Functioning of Marine Ecosystems: a Fisheries Perspective. En: Reykjavik Conference Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem. Reykjavik, Iceland, 1-4 October.

- Díaz-Uribe, J. G., E.A. Chávez y J.F. Elorduy-Garay. 2004. Assessment of the Pacific red snapper (*Lutjanus peru*) fishery in the southwestern Gulf of California. *Ciencias Marinas*, 30 (4):561-574.
- Espino-Barr, E., R. Macías Z., M. Cruz Romero y A. Garcia-Boa. 1997. Catch per unit effort trends in the coastal fishery of Manzanillo, Colima, México. *Fish. Manag. Ecol.* 4(4):255-261.
- Espino-Barr, E., M. Cruz Romero y A. Garcia-Boa. 1998. Edad y crecimiento del huachinango *Lutjanus peru* (Nichols y Murphy, 1922), en la costa del estado de Colima. *Avances de Investigación Agropecuaria*. 7(1):1-10.
- Espino-Barr, E.; M. Cruz-Romero y A. García-Boa. 1999. Descripción de la estructura trófica del ecosistema marino de las bahías de Manzanillo y Santiago, costa de Colima, Mexico. Pages 000 En: F. Arreguín-Sánchez, S. Manickchan-Heileman, V. Christensen y D. Pauly. (eds), *Ecopath: modelación y manejo de ecosistemas acuáticos*. Ciencia Pesquera. México.
- Espino-Barr, E., M. Cruz-Romero y A. García-Gamboa. 2001. Tendencia de la talla del huachinango *Lutjanus peru* en Colima, México, de noviembre de 1982 a diciembre de 1997. *INP. SAGARPA. México. Ciencia Pesquera*, 14: 147-150.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), 2000. The state of world fishery resources and aquaculture. A document prepared for the Ministerial Session of the FAO Committee on Fisheries (COFI), FAO. Rome.
- Filonov, A.E., I.E. Tereshchenko, C.O. Monzón, M.E. González-Ruelas y E. Godínez-Dominguez, 2000. Variabilidad estacional de los grupos de

- temperatura y salinidad en la zona costera de los estados de Jalisco y Colima, México. *Ciencias Marinas*. 26 (2): 303-21.
- Finn, J.T. 1976. Measures of the ecosystem structure and function derived from analysis of flows. *Journal Theoretical Biology*. 56: 363-380.
- Fogarty, M.J. y S.A. Murawski. 1998. Large-scale disturbance and the structure of marine systems: Fishery impacts on Georges Bank. *Ecological Applications*. 8(1):S6–S22.
- Franco-Gordo, C., E. Godínez-Domínguez y E. Suarez-Morales, 2001. Zooplankton biomass variability in the Mexican Eastern Tropical Pacific. *Pacific Science*. 55: 191-202.
- Franco-Gordo, C., E. Godínez-Domínguez y E. Suarez-Morales. 2002. Larval fish assemblages in waters off the central Pacific coast of Mexico. *Journal of Plankton Research*. 24: 775-784.
- Froese , R. y D. Pauly (eds.) 2002. *FishBase 2002: concepts, design and data sources*. ICLARM, Los Banos, Philippines.
- Galván-Magaña, F. 1999. Relaciones tróficas interespecíficas de la comunidad de depredadores epipelágicos del Océano Pacífico Oriental. Tesis de doctorado. CICESE, México. 112 p.
- García S. y C. Newton. 1997. Current situation, trends and prospects in world capture fisheries. Pages 3-27. En: E.L. Pikitch, D.D. Huppert, and M.P. Sissenwine (eds.). *Global trends: fisheries management*. American Fisheries Society Symposium 20. Bethesda, Maryland.

- Gislason, H., M. Sinclair, M., K. Sainsbury y R. O'boyle, 2000. Sympoaium overview: incorporating ecosystem objectives within fisheries management. *Ices J. Mar. Sci.* 57: 468-475.
- Godínez-Domínguez, E., A.R. Raymundo, L.E.Rodríguez, M. Saucedo-Lozano y G. González-Sansón. 1999. Un modelo preliminar de flujos tróficos para las comunidades de fondos blandos del Pacífico Central de México. Pages 000-000. *En: F. Arreguín-Sánchez, S. Manickchan-Heileman, V. Christensen y D. Pauly (eds.). Ecopath: modelación y manejo de ecosistemas acuáticos. Ciencia Pesquera. México.*
- Godínez-Domínguez, E., J. Rojo-Vázquez, V. Galván-Piña y B. Aguilar-Palomino, 2000. Change in the structure of a coastal fish assemblages exploited by a small scale gillnet fishery during and El Niño-La Niña event. *Estuarine Coastal and Shelf Science.* 51, 773-787.
- Godínez-Domínguez, E. 2003. Ecología de las asociaciones de macroinvertebrados bentónicos de fondos blandos del Pacífico central mexicano. Tesis doctoral. Universidad La Coruña, España. 166 p.
- Godley, B.J. y D.R. Thompson. 1998. The trophic status of marine turtles as determined by stable isotope analysis. *Marine Ecology Progress Series.* 166: 277-284.
- González-Becerril, A. 2001. Caracterización del sistema de pesca de la pesquería ribereña en Manzanillo, Col., México. Bases para su manejo. Tesis de Maestría. UNAM, México. 204 p.
- Gunderson, L.H, C.S Holling, L. Pritchard Jr. y G.D. Peterson. 2002. Resilience of Large-Scale Resources Systems. 3-20 p. *En Gunderson L.H. y L. Pritchard*

- Jr. (eds.) Resilience and the Behavior of Large-Scale Systems. 287 p. Island Press, Washington, USA.
- Hernández-Herrera, A. y M.Á. Cisneros-Mata. 1999. Modelo de flujos de biomasa del ecosistema epipelágico y costero del Golfo de California. Pages 000. *En*: F. Arreguín-Sánchez, S. Manickchan-Heileman, V. Christensen y D. Pauly (ed.). Ecopath: modelación y manejo de ecosistemas acuáticos. Ciencia Pesquera. México.
- Hiatt, R W. y D.W. Strasburg. 1960. Ecological relationships of the fish fauna on coral reefs of the Marshall Islands. *Ecol. Monogr.* 30 (1): 65-126.
- Hoenig, J.M. 1979. The vertebral central of sharks and their use in age determination. Master's thesis, University of Rhode Island. **Páginas**
- Holling, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological system. *Annual Review of Ecology and Systematics.* 4:1-24.
- Isebor, C.E. 2000. Biology and population dynamics of two carangids, *Chloroscombrus chrysurus* (Linnaeus 1776) and *Selene dorsalis* (Gill 1962) in Nigerian waters. Department of Zoology, University of Uyo, Nigeria Tech Pap. 23: 188 p.
- Jarre, A., M.L. Palomares, M.L. Soriano, V.C. Sambilay y D. Pauly. 1991. Some new analytical and comparative methods for estimating the food consumption of fish. *ICES mar. Sci. Symp.* 193: 99-108.
- Jennings, S., y M.J. Kaiser. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Advances in Marine Biology.* 34:203–314.

- Jørgensen S.E. y F. Müller 2001. Ecosystems as complex systems. Pp 5-20. En Jørgensen S.E. y F. Müller, eds. Handbook of Ecosystem theories and management. Lewis Publishers, London, New York, Washington D.C.
- Kay J, Graham L y R Ulanowicz. 1989. A detailed guide to network analysis. En: Wulff F, Field JG & KH Mann (eds.), Network Analysis in Marine Ecology: Methods and Applications. Springer-Verlag Heidelberg. 15-62 p.
- Laurans, M. D. Gascuel, E. Chassot y D. Tima. 2004. Changes in the trophic structure of fish demersal communities in West Africa in the three last decades. Aquat. Living Resour. 17:163-173.
- Leontief, W.W. 1951. The structure of the U.S. economy. 2nd ed. Oxford University Press, New York.
- Leslie, P.H. y H.S. Davies. 1939. An attempt to determine the absolute number of rapt on a given area. Journal Animal Ecology. 8: 94-113.
- Lessa, R. y F.M. Santana. 1998. Age determination and growth of the smalltail shark *Carcharhinus porosus*, from northern Brazil. Mar. Freshwat. Res. 49(7):707-711.
- Lindeman, R.L., 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. Ecology. 23: 399-418.
- Lluch-Cota, S.E., C.A. Pacheco-Ayub, J.J. Bautista-Romero, S. Hernández-Vázquez y D.B. Lluch-Cota. 2000. Colección de información ambiental para el Pacífico CD-ROM. CIBNOR, S.C/CONACYT.
- Margalef, R. 1968. Perspectives in Ecological Theory. University of Chicago Press, Chicago. 111 pp.

- Manickchand-Heilemann, S., L.A. Soto y E. Escobar. 1998. A preliminary trophic model of the Continental Shelf, South-western Gulf of México. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 46: 885-899.
- May, S.J. 1999. The effects of fishing on marine ecosystems and communities. Blackwell Science, Oxford. 274 pp.
- McConnaughey, R.A., K.L. Mier y C.B. Dew. 2000. An examination of chronic trawling effects on soft-bottom benthos of the eastern Bering Sea. *ICES Journal of Marine Science*. 57(5):1377–1388.
- Mendieta y A. Samame. 1984. Avance de las investigaciones del “vocador” (*Prionotus stephanophrys*) en el área de su distribución. Page 17. En Libro de resúmenes I congreso Nacional de Biología Pesquera. Colegio de Biólogos Regional del Norte, Trujillo-Perú.
- Molina, R.E. y F.A. Manrique. 1997. Stomach contents of two planktivorous fishes of the Gulf of California during summer 1991. *Ciencias Marinas*. 23(2): 163-174.
- Morales-Zárate, M.V., F. Arreguín-Sánchez, J. López-Martínez y S.E. Lluch-Cota. 2004. Ecosystem trophic structure and energy flux in the Northern of California, México. *Ecological Modelling*. 174: 331-345.
- Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*. 104: 262-270.
- Odum, E.P. 1971. *Fundamentals of ecology*. W.B. Saunders Co, Philadelphia. 574 p.
- Opitz, S. 1993. A quantitative model of the trophic interactions in a Caribbean coral reef ecosystem. Pages 259-267. *En* V. Christensen y D. Pauly (eds.) *Trophic model of aquatic ecosystem*. ICLARM Conf. Proc. 26.

- Pace, M.L., J.J. Cole, S.R. Carpenter y J.F. Kitchell, 1999. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends Ecol. Evol.* 14: 483-488.
- Palomares, M.L. y D. Pauly. 1989. A multiple regression model for predicting the food consumption of marine fish populations. *Austr. Journal Marine Freshwater Resources.* 40: 259-273.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 39:175-192.
- Pauly, D. 1999. "Fishing down marine food webs" as an integrative concept. Pp. 4-6. En: D. Pauly, V. Christensen y L. Coelho (eds.) 1999. *Proceedings of the '98 EXPO Conference on Ocean Food Webs and Economics Productivity, Lisbon, Portugal, 1-3 July 1998. ACP-EU Fisheries Research Report 5.*
- Pauly D. y V. Christensen. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature.* 374: 255-257.
- Pauly, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese y F. Torres Jr. 1998. Fishing down the food webs. *Science.* 279: 860-863.
- Pauly, D., V. Christensen, S. Guénette, T.J. Pitcher, U.R. Sumaila, C.J. Walters, R. Watson y D. Zeller. 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature.* 418: 689-695.
- Pauly, D., J. Alder, E. Bennett, V. Christensen, P. Tyedmers y R. Watson. 2003. The future for Fisheries. *Science.* 302: 1359-1361.
- Pérez-España, H. y F. Arreguín-Sánchez. 1999. A measure of ecosystem maturity. *Ecological Modelling.* 119: 79-85.

- Polovina, J. 1984. Model of a coral reef ecosystem I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs* 3: 1-11.
- Randall, J.E. 1967. *Ioglossus helenae*, a new gobiid fish from the west Indies. *Ichthyol. Aquarium J.* 39 (3-4): 107-116.
- Raymundo-Huizar, A.R. y X. Chiapa-Carrara. 2000. Hábitos alimentarios de *Diodon histrix* y *Diodon holocanthus* (Pisces: Diodontidae), en las costas de Jalisco y Colima, México. *Bol. Centro Invest. Biol.* 34 (2): 181-210.
- Ruíz-Ramírez, S., G. Lucano-Ramírez y J. Mariscal-Romero. 1997. Length-weight relationships of soft-bottom demersal fishes from Jalisco and Colima States, México. *Naga. ICLARM Q.* 20 (3/4): 62-63.
- Rojo-Vázquez, J.A., B. Aguilar-Palomino, V.H. Galván-Piña, E. Godínez, S. Hernández-Vázquez, S. Ruíz-Ramírez y G. Lucano-Ramírez G. 2001. Ictiofauna de la pesquería ribereña en Bahía de Navidad, Jalisco, México, asociada al evento El Niño 1997-1998. *Rev. Biol. Trop.* 49(3-4): 915-929.
- Rojo-Vázquez, J.A. 2004. Dinámica de las comunidades de peces bajo explotación de la pesquería artesanal en las costas de Jalisco y Colima, México. Tesis de doctorado. CICESE, México. 140 p.
- Russell, B.C. 1983. The food and feeding habits of rocky reef fish of north-eastern New Zealand. *N. Z.J. Mar. Freshwat. Res.* 17 (2): 121-145.
- Santamaría-Miranda, A. 1998. Hábitos alimenticios y ciclo reproductivo del huachinango *Lutjanus peru*, (Nichols y Murphy, 1922) Pisces: Lutjanidae en Guerrero, México. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. 64 p.

- Santamaría-Miranda, A. y E.A. Chávez. 1999. Evaluación de la pesquería de *Lutjanus peru* (Pisces: Lutjanidae) de Guerrero, México. Rev. Biol. Trop. 47(3):571-580.
- Saucedo-Lozano, M. y X. Chiapa-Carrara. 2000. Alimentación natural de juveniles de *Lutjanus guttatus* (Pisces: Lutjanidae) en las costas de Jalisco y Colima, México. Bol. Centro Invest. Biol. 34(2): 159-180.
- SEMARINA. 2000. Estudio de la dinámica marítima dentro del mar territorial y zonas costeras de la República Mexicana. Informe Técnico, Manzanillo, Colima 63 p.
- SEMARNAP. 2000. Anuario Estadístico de Pesca 1999, D.F 271 p.
- Sierra, L.M., R. Claro y O.A. Popova. 1994. Alimentación y relaciones tróficas. Pages 263-284 En: Rodolfo Claro (ed.) Ecología de los peces marinos de Cuba. Instituto de Oceanología, Academia de Ciencias de Cuba y Centro de Investigaciones de Quintana Roo, México.
- Sumpton, W. y S. Jackson. 2005. The effects of incidental trawl capture of juvenile snapper (*Pagrus auratus*) on yield of a sub-tropical line fishery in Australia: an assessment examining habitat preference and early life history characteristics. Fisheries Research. 71:335-347.
- Tandog-E dralin, D.D., E.C. Cortéz-Zaragoza, P. Dalzell y D. Pauly. 1990. Some aspects of the biology and population dynamic of skipjack (*Katsuwonus pelamis*) in Philippine water. Asian Mar. Biol. 7: 15-29.
- Thrush, S.F., J.E. Hewitt, V.J. Cummings, P.K. Dayton, M. Cryer, S.J. Turner, G. Funnell, R. Budd, C.J. Milburn, y M.R. Wilkinson. 1998. Disturbance of the

- marine benthic habitat by commercial fishing: Impacts at the scale of the fishery. *Ecological Applications*. 8(3):866–879.
- Torres Alfaro, G.M. 1996. Edad y crecimiento de *Coryphaena hippurus* (Linnaeus 1758) (Osteichthyes: Coryphaenidae), en el sur de la península de Baja California, México. Tesis de Maestría, Instituto Politécnico Nacional. CICIMAR. México. 70 p.
- Ulanowicz, R. 1986. Growth and development: Ecosystems Phenomenology. Springer-Verlag, NY. 203 pp.
- Ulanowicz, R. 1997. Ecology, The Ascendent Perspective. Columbia University Press, NY, 201 pp.
- Ulanowicz, R. y J.S. Norden. 1990. Symmetrical overhead in flow and networks. *Int. J. Systems Sci.* 21(2):429-437.
- Ulanowicz, R. y C.J. Puccia. 1990. Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses*. 5: 7-16.
- Ulanowicz, R. y Wulff, F. 1991. Comparing ecosystem structures: the Chesapeake Bay and the Balthic Sea. En: Cole, J., Lovett, G., Findlay, S. (Eds.), *Comparative Analysis of ecosystems, pattern, mechanism, and theories*. Springer-Verlag, N.Y. pp. 140-166.
- Valadez-González, C., B. Aguilar-Palomino y S. Hernández-Vázquez. 2000a. Dieta de la raya (*Narcine entemedor*) en la plataforma continental de Jalisco y Colima, México. *Bol. Centro Invest. Biol.* 34(1): 1-20.
- Valadez-González, C., B. Aguilar-Palomino y S. Hernández-Vázquez. 2000b. Hábitos alimentarios de la raya *Urobatis halleri* (Cooper, 1863)

- (Chondrichthyes: Urolophidae) capturada en la plataforma continental de Jalisco y Colima, México. *Ciencias Marinas*, 27 (1): 91-104.
- Valle, S.V., J.P. García-Arteaga y R. Claro. 1997. Growth parameters of marine fishes in Cuban water. *Naga, ICLARM Q.* 20 (1): 34-37.
- Vasconcellos, M., S. Mackinson, K. Sloman y D. Pauly. 1997. The stability of trophic mass-balance models of marine ecosystems: a comparative analysis. *Ecological Modelling*. 100: 125-134.
- Vega-Cendejas, M.E., F. Arreguín-Sánchez y M. Hernández. 1993. Trophic fluxes on the Campeche Bank, México, pp. 206-213. En: Christensen, V. y D. Pauly (eds.). *Trophic models of aquatic ecosystems*, ICLARM Conf. Proc. 26, p. 390.
- Villanueva, R. 1993. Diet and mandibular growth of *Octopus magnificus* (Cephalopoda). *S. Afr. J. mar. Sci.* 13: 121-126.
- Wahbeh, M.I. 1992. The food and feeding habits of the goatfishes, *Mulloides flavolineatus* and *Mulloides vanicolensis* in the Gulf of Agaba, Jordan-Senckenb. *Marit.* 22(3-6): 245-254.
- Walters, C.J., V. Christensen y D. Pauly. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystem from trophic mass balance assessments. *Review Fish Biology Fisheries*. 7: 139-172.
- Walters, C., y S.J.D. Martell. 2002. Stock assessment needs for sustainable fisheries management. *Bulletin of Marine Science*. 70(2):629-638.
- Watson R. , D. Pauly. 2001. Systematic distortions in world fisheries catch trends. *Nature*. 414:534-536.

- Wolff, M. 1994. A trophic model for Tongoy Bay –a system exposed to suspended scallop culture (Northern Chile). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 182: 149-168.
- Wolff, M., H. Hartmann y V. Koch. 1996. A trophic model for Golfo Dulce, a fjord-like tropical embayment, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical.* 44(3): 215-231.
- Wolff, M., V. Koch, J. Chavarria y J. Vargas. 1998. A trophic flow model of the Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical.* 46(6), 63-79.
- Wolff, M., V. Koch y V. Isaac. 2000. A trophic flow model of the Caeté mangrove estuary (North Brazil) with considerations for the sustainable use of its resources. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 50: 789-803.
- Zetina-Rejón, M., F. Arreguín-Sánchez y A. Chávez. 2003. Trophic structure and flow of energy in the Huizache-Caimanero lagoon complex on the Pacific coast of México. *Estuarine Coastal and Shelf Science.* 57: 803-815.