

CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS DEL
NOROESTE, S.C.

Programa de Estudios de Posgrado

**ESTRATEGIAS DE EVALUACIÓN PARA EL MANEJO DE LA
PESQUERÍA ARTESANAL DEL HUACHINANGO (*Lutjanus peru*) EN
EL SUR DEL GOLFO DE CALIFORNIA**

Tesis

que como requisito para obtener el grado de

Doctor en Ciencias

Uso, manejo y preservación de los recursos naturales
(Orientación en Pesquerías)

Presenta

Juan Gabriel Díaz Uribe

La Paz, B.C.S. Octubre de 2005

ACTA DE LIBERACION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 12 horas del día 14 del Mes de Octubre del 2005, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

ESTRATEGIAS DE EVALUACIÓN PARA EL MANEJO DE LA PESQUERÍA ARTESANAL DEL HUACHINANGO (*Lutjanus peru*) EN EL SUR DEL GOLFO DE CALIFORNIA

Presentada por el alumno:

Juan Gabriel Díaz Uribe

Aspirante al Grado de DOCTOR EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACION DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACION EN Pesquerías

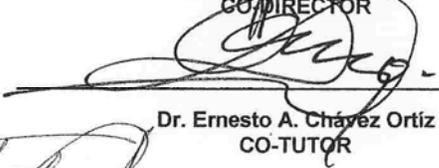
Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su APROBACION DE LA TESIS, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

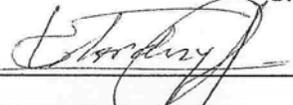
LA COMISION REVISORA


Dr. Miguel Ángel Cisneros Mata
DIRECTOR DE TESIS


Dr. Sergio Hernández Vázquez
CO-DIRECTOR


Dr. Francisco Arreguín Sánchez
CO-TUTOR


Dr. Ernesto A. Chávez Ortiz
CO-TUTOR


Dr. Juan F. Elorduy Garay
CO-TUTOR


DRA. THELMA ROSA CASTELLANOS CERVANTES,
DIRECTORA DE ESTUDIOS DE POSGRADO

Comité Tutorial y Revisor de Tesis

Dr. Miguel Ángel Cisneros Mata (Director de Tesis)
Dr. Sergio Hernández Vázquez (Co-Director de Tesis)
Dr. Francisco Arreguín Sánchez (Co-Tutor)
Dr. Ernesto A. Chávez Ortiz (Co-Tutor)
Dr. Juan Félix Elorduy Garay (Co-Tutor)

Jurado de Examen

Dr. Miguel Ángel Cisneros Mata
Dr. Sergio Hernández Vázquez
Dr. Francisco Arreguín Sánchez
Dr. Ernesto A. Chávez Ortiz
Dr. Juan Félix Elorduy Garay
Dr. Salvador Lluch Cota (Suplente)

Resumen

De los recursos de escama que desembarcan las flotas artesanales en el Pacífico mexicano, el huachinango (*Lutjanus peru*) es una de las especies más importantes. En algunos documentos oficiales se considera que la pesquería de huachinango en Baja California Sur (BCS) tiene potencial de desarrollo. El problema es que en BCS, no existen antecedentes de evaluación de la pesquería y por el contrario, hay evidencias indirectas que cuestionan su potencial de desarrollo. El propósito del estudio es conocer la capacidad productiva de la pesquería, considerando que se trata de una pesquería artesanal que además del huachinango captura otras múltiples especies. Se tomó como caso de estudio la población de huachinango en las bahías de La Paz y La Ventana (ecosistema *BALAP*) por ser la región más productiva de huachinango en BCS. En este contexto se analizó la pesquería de huachinango con dos enfoques: poblacional (monoespecífico) y trófico (multiespecífico). En el primero se construyó un modelo de simulación estructurado por edades para analizar la dinámica poblacional del huachinango bajo distintos escenarios de explotación. Además de la mortalidad natural (M) y la mortalidad por pesca (F), el modelo considera explícitamente la mortalidad incidental de juveniles (f). Con el segundo enfoque, se construyó un modelo trófico de balance de masas (*Ecopath*) que permitió evaluar también, el impacto de las pesquerías de pequeña escala sobre el ecosistema en su conjunto. Con este modelo se corrieron simulaciones temporales (*Ecosim*) para evaluar diferentes escenarios de explotación del huachinango, considerando sus interacciones tróficas y aquellas que tiene con otras pesquerías. Las salidas del modelo poblacional mostraron que si F y f continúan sin ser reguladas como hasta ahora, la pesquería de huachinango no tiene posibilidades de desarrollarse más. De acuerdo con el modelo, la pesquería solo podría desarrollarse mediante una regulación efectiva de ambas fuentes de mortalidad, lo que implica medidas de control para la flota artesanal junto con la flota camaronera. Los índices de madurez estimados con el modelo trófico, indican que el ecosistema *BALAP* es un sistema en desarrollo. El análisis de impactos tróficos muestra una predominancia del control del fondo hacia arriba en la trama trófica, lo cual es congruente con la inmadurez del ecosistema. En este contexto, las pesquerías no parecen causar un impacto significativo en el ecosistema. El huachinango y el tiburón mostraron las tasas de explotación más altas en el ecosistema. Las simulaciones hechas con el modelo trófico demuestran que los resultados obtenidos de cada enfoque son consistentes entre sí y demuestran que además del huachinango, la mayoría de los recursos objetivo de las flotas artesanales están explotadas al máximo. En este sentido, para manejar exitosamente la pesquería del huachinango será necesario considerar a los recursos más importantes del propio ecosistema. Sobre esta base, se discute el concepto de stock como unidad de manejo y la necesidad de definir una unidad de manejo basada en el ecosistema.

Palabras clave: Huachinango; *Lutjanus peru*; Modelación Trófica; Manejo Multiespecífico

Vo.Bo.

Dr. Miguel Ángel Cisneros Mata
Director de Tesis

VoBo.

Dr. Sergio Hernández Vázquez
Co-Director de Tesis

Abstract

Pacific red snapper (*Lutjanus peru*) is one of the most important fish resources landed by the artisanal fleets along the Pacific coast of Mexico. In some official documents, Pacific red snapper fishery in Baja California Sur (BCS) is considered to have potential for development. The problem is that there are not previous stock assessment studies for this fishery in BCS and some indirect evidences call into question the potential for development. The purpose of this study is to know the productive capacity of the fishery considering that fishing of Pacific red snapper is mainly exploited by small-scale fisheries which also catch another multiple species. As case of study it was selected the bays of La Paz and La Ventana (or *BALAP* ecosystem) since it is the most productive region of huachinango in BCS. In this context, two approaches were used for analyzing the Pacific red snapper fishery: a population approach (monospecific) and a trophic approach (multispecific). For the first one, an age-structured simulation model was constructed for analyzing the Pacific red snapper dynamic population under different exploitation scenarios. Besides natural mortality (M) and fishing mortality (F), the model explicitly incorporates juvenile by-catch mortality (f). For the second approach, a trophic mass-balance model (Ecopath) was used to evaluate the impact of small-scale fisheries on ecosystem as a whole. This model was also used for temporal simulations (Ecosim) to evaluate different exploitation scenarios for the Pacific red snapper taking into account both its trophic interactions and those interactions with other fisheries. Population model outputs showed that Pacific red snapper fishery could not be developed if both F and f are kept unregulated as presently. According to this model, the fishery could only be developed with an effective regulation of these mortality sources, which implies to control both artisanal fleet and shrimp fleet. Maturity indices from trophic model indicate that *BALAP* ecosystem is in a developing stage. Mixed trophic impacts analysis predicts a predominance of bottom-up control in the food web which is congruent with the immaturity of the ecosystem. In this context, fisheries seems not to cause a significant impact in the ecosystem as a whole. The Pacific red snapper and sharks showed the highest exploitation rates in the ecosystem. Simulation scenarios developed with the trophic model show that results coming from both approaches are consistent and show that, besides the Pacific red snapper, most of target species are fully exploited by small-scale fleets. In this sense, management measures should be focused to more than just one species at a time for successfully regulate the Pacific red snapper fishery. Based on these results it is discussed the current stock concept as a population-based management unit and the necessity for defining an ecosystem-based management unit.

Key words: Pacific red snapper; *Lutjanus peru*; Trophic modeling; Multispecies Management

Dedicatoria

A Silvia...

fuente incesante de inspiración y amor... un privilegio para mi

A Mariana, Nadia y Betsy...

mis más amados tesoros

A mis padres

Chuy y Rita....

porque después de tanta ciencia

su ejemplo y enseñanza siguen siendo básicos

A mis hermanos

Chuy y Yadi, Reyna, Carmela y Decio, Pepe y Albi, Mallis...

porque aún en la distancia, los lazos de unión continúan fortaleciéndose
con amor para ustedes

A mis sobrinos

Mady, Paola, Joana, Viri, Abril, Citla, Iris, Oli, Leo, Dany, Paco, Martita

Rodri, Rafael, Yunsi, Nico, Pepetín, Jorge, Andy, Arelí, Jaz y Giorgio...

ellas, siempre lindas... ellos, siempre latosos!

A Jorge y Boni

A Pepe y Martita

A Doña Esperanza...

con especial cariño

Al resto de la familia..... adoptiva....

Cris, Gerardo, Andrea, Elisa, Javier, Francis, Polo, David, Ramona, Jon, Soco

Arturo (Tibu), Esperanza, Carmen, Francisco y Ale....

por los lazos que nos unen

A Nico y Don Jorge
dondequiera que estén su presencia está en mi corazón

Agradecimientos

El Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (**CIBNOR**) ha sido la institución en la que cursé los estudios formales de doctorado y gracias también a su apoyo logré realizar una breve estancia en el *Fisheries Centre* de la Universidad de British Columbia.

Durante los estudios y la realización de este trabajo recibí el apoyo del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (**CONACyT**) a través de una beca para estudios de doctorado (Registro no. 54989).

Los cursos especializados en pesquerías los realicé en el Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (**CICIMAR**) del Instituto Politécnico Nacional (**IPN**).

Las muestras de 1989 a 1991 provienen del estudio “Biología de peces de importancia comercial en la bahía de La Paz y zonas adyacentes” financiado por la DGICSA-SEP (subvención C89-01-0191 y C90-01-0406). Los registros de captura y operación de las flotas provienen del estudio “Diseño de propuestas de co-manejo para pesquerías ribereñas del Golfo de California, en condiciones de sustentabilidad: División BCS”, financiado por el World Wildlife Fund (WWF) y Conservation International México (CI-México). Ambos proyectos fueron diseñados y ejecutados en la Universidad Autónoma de Baja California Sur (**UABCS**), mi *alma mater*, bajo la dirección de Juan F. Elorduy Garay, el primero, y Hernán Ramírez Aguirre, el segundo.

El Instituto Nacional de la Pesca (**INP**), a través del Centro Regional de Investigación Pesquera de La Paz (**CRIP - La Paz**), me ha brindado un apoyo invaluable al proporcionarme una parte del financiamiento para mi estancia en Canadá, y darme todas las facilidades para utilizar parte del tiempo de trabajo y apoyo logístico para la elaboración de este documento.

Mi más profundo agradecimiento, no solo a todas estas instituciones, sino a todo el pueblo de México, quien fue finalmente el que aportó todos los recursos para que yo disfrutara de estos apoyos.

Los doctores Francisco Arreguín Sánchez, Ernesto A. Chávez, Juan F. Elorduy Garay, Sergio Hernández Vázquez y Miguel Ángel Cisneros Mata, formaron parte del Comité Tutorial. Mil gracias por su apoyo, siempre incondicional y certero.

Particularmente Juan Elorduy y Ernesto Chávez participaron activamente en el trabajo del modelo poblacional y son coautores del artículo publicado en Ciencias Marinas (ver el anexo 1). Francisco Arreguín y Miguel Ángel Cisneros lo hicieron con el modelo trófico y en consecuencia son coautores del segundo artículo que apenas fue enviado para su publicación (ver anexo 2). Fue un privilegio trabajar con ustedes.

Los doctores Daniel Lluch Belda, Juana López Martínez y Laura Sánchez, al participar en mi examen predoctoral aportaron ideas al trabajo que espero haber plasmado claramente en este documento.

Mis más estrechos compañeros de trabajo, Susana Martínez Aguilar y Enrique Morales Bojórquez, además de depositar su confianza en mí sin restricción alguna, aportaron (sin estar muy conscientes tal vez) muchas ideas nuevas a mi forma de ver el problema objeto de estudio. En cuanto a la confianza sepan que son correspondidos de igual forma, con respecto a las ideas espero haberles correspondido también, aunque sea inconscientemente... !

Con el Dr. Hernán Ramírez Aguirre, sostuve interesantes charlas sobre la idea de sustentabilidad en el manejo de recursos naturales. Sin duda su enfoque socio-económico... pero sobre todo su entusiasmo “utopista” me abrió el horizonte a un mundo jamás imaginado.

Con la palomilla del Centro de Estudios Sustentables de la UABCS, Fernando Zúñiga, Oscar Girón, Ismael Sánchez, Felipe Neri y Joaquín, tuve experiencias enriquecedoras en distintas salidas de campo. Chavos... mil gracias! (nótese que yo era el mayor de todos).

El Dr. Sergio Hernández, además del trabajo de revisión fungió como Co-Director de Tesis, llevando con ello la carga de atender y resolver los asuntos administrativos que en todo momento nos asaltan en el recorrido por la “escuela”. Aprecio en verdad todas tus atenciones.

Un reconocimiento especial a todo el personal del CIBNOR que de una manera u otra ayuda a hacernos más amables los momentos que se tienen que invertir en los trámites administrativos. Especialmente al personal de la Dirección de Posgrado: Lety, Osvelia, Bety y Lupita conservo en una gran estima su siempre gentil disposición a resolernos el extraño mundo de los trámites.

De manera muy especial quiero reconocer el trabajo de mi Director de Tesis, Miguel Ángel Cisneros Mata, porque a pesar de vivir en una ciudad distinta (...y distante) y siempre tener el tiempo escaso debido a las enormes responsabilidades de sus cargos directivos, nunca hubo reserva para atender mis dudas y necesidades. Sus comentarios y sugerencias siempre fueron certeros y contundentes. En verdad aprecio tu esfuerzo y dedicación que sin duda ayudaron a mejorar sustancialmente el enfoque y el contenido de este trabajo.... mil gracias Miguel!!

Con todo el riesgo de que me falle la memoria, a mis amigos más cercanos Cris, Gerardo, Javier, Francis, Polo, David, Ramona, Jon, Soco, Arturo (Tibu), Esperanza, Carmen y Francisco debo también un reconocimiento especial porque de distintas formas y en distintos momentos, todos ellos me dieron alientos, consejos, ánimos y sacudidas que de alguna manera me ayudaron a reflexionar y mantenerme con el rumbo hacia el horizonte. Si por alguna razón me faltó alguien, no lo tome tan apecho y en todo caso por favor anótese aquí: _____ . Solo espero retribuir en igual forma todo lo que ustedes han hecho por mi y mi familia. Gracias.

Aunque Ud. no lo crea, mis hijas Mariana, Nadia y Betsy también pusieron su “granito” de arena. El hecho de que cada una a su edad, entendiera y sobrelleva mis ausencias, enojos, loqueras y frustraciones derivados del trabajo de tesis, es invaluable. Sin esta contribución por parte de ellas, el camino habría sido más difícil. Poco puedo hacer para resarcir las cicatrices de esta larga etapa de su vida, simplemente espero que al final de todo, los beneficios sean mayores y de mayor permanencia que los daños causados por estas obras de expansión!.... De todo corazón, mil gracias por su “granito” de arena.

A Chivis, mi compañera de toda la vida, debo la fuerza que me ha mantenido de pie en la enorme tarea que concluye ahora con este documento. Sin duda, su apoyo incondicional me ayudó a resolver problemas de todo tipo durante su elaboración. Simplemente no podría entender la existencia de este documento sin haber tenido siempre tu compañía... alegre, traviesa, paciente, solidaria, amable y amorosa. Te amo.

Los últimos meses, antes de que terminara de escribir este documento, fueron complicados y muy difíciles ante la delicada situación de salud que experimentó mi hija más pequeña, Betsy. Afortunadamente la situación está bajo control y sin mayores consecuencias. Sin embargo, durante esa etapa abandoné por completo la tesis y me hubiera sido más difícil retomar el documento para terminar de escribir, si no hubiera sido por las diferentes manifestaciones de apoyo que recibimos para atender a Betsy. Desafortunadamente muchos de estos apoyos fueron anónimos y no puedo agradecer personalmente a todas aquellas personas que finalmente también me ayudaron a liberar mucha presión y a no perder el rumbo. A todos Ustedes MIL GRACIAS!!!

Lista de Figuras

- Figura 1. Bahías de La Paz y de La Ventana. El área sombreada indica la delimitación del ecosistema *BALAP*. Comprende una superficie total de 7,287 km² aproximadamente y abarca el área donde se llevan a cabo las operaciones de pesca en la zona.
- Figura 2. (a) Frecuencia de edades del huachinango en las capturas de la flota artesanal (círculos blancos). Se muestran las líneas ajustadas para los grupos de 3 a 7 años de edad (línea cortada) y para los grupos de 8 años de edad en adelante (línea continua). (b) Frecuencia acumulada de organismos maduros por intervalo de longitud. Se muestra la longitud de primera madurez estimada.
- Figura 3. Valores de F calibrados con la serie histórica de capturas 1978-2000 (círculos negros pequeños). Como marco de referencia, se muestran las curvas de equilibrio a dos niveles de mortalidad incidental de juveniles (f_{null} y $0.5f_{max}$).
- Figura 4. Salidas de las simulaciones estocásticas: Volumen de capturas (t), proporción B/C , Biomasa ($t \times 1000$) y tasa de captura (%). Se presentan los valores promedio y los intervalos del 95% de confianza de las 600 simulaciones hechas en cada escenario. Para cada escenario se muestran los resultados del corto plazo (ST) y del largo plazo (LT) y se comparan con el promedio de la serie histórica (HS).
- Figura 5. Variación de los índices P/Q y R/B con respecto al tamaño corporal individual, según estimaciones hechas con el modelo trófico.
- Figura 6. Intervalos de las biomásas estimadas durante la rutina Ecoranger. El círculo blanco indica el valor estimado en el primer balance. El círculo gris indica el valor que minimiza la suma de cuadrados y que resulta de la rutina Ecoranger. Se muestran los valores por nivel de abundancia: (a) muy abundantes, (b) abundantes y (c) poco abundantes.
- Figura 7. Trama trófica agregada en niveles discretos según el modelo de Lindeman. Los números representan flujos en $t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$. Las flechas por encima de cada caja representan exportaciones; las flechas dobladas representan respiración. La eficiencia de transferencia se indica en porcentaje dentro de cada caja. Se muestra el reciclaje a través del detritus (D).
- Figura 8. Impactos tróficos combinados, que muestran los efectos relativos, directos e indirectos, del incremento en biomasa de un grupo sobre los otros. Los impactos positivos se representan con barras negras. Los impactos negativos se representan con barras blancas.

- Figura 9. Nivel trófico promedio (a) y proporción de los principales recursos pesqueros en las capturas (b) durante la serie histórica 1992-2001 en el ecosistema *BALAP*.
- Figura 10. Curvas de equilibrio para la captura de huachinango según las salidas de dos modelos, uno poblacional y otro trófico. Para cada modelo se presenta la curva de equilibrio considerando dos niveles de mortalidad incidental de juveniles (f_{null} y $0.5f_{max}$).
- Figura 11. Volumen de captura y proporción de cambio en biomasa del huachinango, obtenidos de los escenarios 1 (líneas sólidas) y 3 (líneas con círculos) que fueron simulados con el modelo trófico. Se presentan los valores estimados en el corto plazo (a un año), representada por la línea roja, en el mediano plazo (a 10 años), representada por la línea verde y en el largo plazo (a 100 años), representada por la línea azul.
- Figura 12. Volumen de captura y proporción de cambio en biomasa del huachinango, según los escenarios 4 al 8. Los valores en el corto, mediano y largo plazo se muestran con las líneas roja, verde y azul respectivamente. Líneas con círculos: escenarios en que cada pesquería se eliminó totalmente. Líneas con triángulos: escenarios en que cada pesquería se llevó a su *MRS*. Las líneas sólidas representan la situación promedio del escenario 1.
- Figura 13. Volumen de captura de los recursos más importantes en el ecosistema *BALAP*. Los valores en el corto, mediano y largo plazo se presentan con las líneas roja, verde y azul respectivamente. Las líneas sólidas representan la situación promedio por especie. Las líneas con círculos representan las curvas que resultan del escenario 9.
- Figura 14. Proporción de cambio en biomasa de los recursos más importantes en el ecosistema *BALAP*. Los valores estimados en el corto, mediano y largo plazo se presentan con las líneas roja, verde y azul respectivamente. Las líneas sólidas representan la situación promedio por especie. Las líneas con círculos representan las curvas que resultan del escenario 9.
- Figura 15. Volumen de captura y proporción de cambio en biomasa del huachinango, obtenidos de los escenarios 10 y 11. Se presentan los valores estimados en el corto, mediano y largo plazo (líneas roja, verde y azul respectivamente).
- Figura 16. Salidas promedio de largo plazo para diferentes niveles de mortalidad de pesca (F) y de edad de primera captura (t_c) cuando $f = f_{null}$. (a) Volumen de capturas (t/año). (b) Renta neta anual por embarcación (US dólares).

Lista de Tablas

Tabla I. Principales recursos desembarcados por la flota artesanal en el ecosistema *BALAP* entre 1992 y 2001.

Tabla II. Configuración de grupos funcionales e información disponible para la construcción del modelo trófico *BALAP*.

Tabla III. Fuentes de información en las que se basa el modelo trófico *BALAP*.

Tabla IV. Parámetros usados para el ajuste del modelo poblacional de la pesquería del huachinango. Se proporcionan los intervalos utilizados en la simulación estocástica.

Tabla V. Parámetros de entrada del modelo trófico obtenidos del balance inicial y del balance con *Ecoranger*. Los números entre paréntesis fueron estimados por *Ecopath*.

Tabla VI. Matriz depredador-presa del modelo trófico *BALAP* después de correr la rutina *Ecoranger*.

Tabla VII. Índices y estadísticas del ecosistema *BALAP* comparados con otros ecosistemas.

Tabla VIII. Distribución de flujos ($t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$) de cada grupo funcional en niveles tróficos discretos.

Tabla IX. Intensidad de pesca de cada pesquería en el ecosistema *BALAP*.

Tabla X. Nivel de explotación de los principales recursos tomando como referencia el *RMS*.

Tabla XI. Resumen comparativo de la tasa de explotación ($E=F/Z$) medida en diferentes stocks de huachinango.

CONTENIDO

I. INTRODUCCIÓN	1
I.1. MARCO CONCEPTUAL	2
I.2. JUSTIFICACIÓN	3
I.3. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	5
I.4. HIPÓTESIS	7
I.5. OBJETIVOS	7
II. MÉTODOS	8
II.1. ÁREA DE ESTUDIO	8
II.2. MODELO POBLACIONAL	10
II.2.1. PARÁMETROS BÁSICOS.	10
II.2.2. RECONSTRUCCIÓN DE LA ESTRUCTURA DE EDADES	11
II.2.3. PARÁMETROS DE RECLUTAMIENTO	12
II.2.4. COSTOS E INGRESOS TOTALES	12
II.2.5. ANÁLISIS DE SIMULACIÓN	12
II.2.6. PUNTOS DE REFERENCIA	14
II.2.7. ESCENARIOS DE SIMULACIÓN	14
II.3. MODELO TRÓFICO: BALANCE DE MASAS	15
II.3.1. MODELO CONCEPTUAL	15
II.3.2. ESTRUCTURA DEL MODELO CUANTITATIVO	18
II.3.3. DEFINICIÓN DE GRUPOS Y PARAMETRIZACIÓN	18
II.3.4. BALANCE DEL MODELO	23
II.3.5. ANÁLISIS DEL ECOSISTEMA	24
II.4. MODELO TRÓFICO: DINÁMICA TEMPORAL	25
II.4.1. ESTRUCTURA DEL MODELO DINÁMICO	25
II.4.2. CONTROL DEL FLUJO DE BIOMASA	26
II.4.3. EVALUACIÓN DEL MÁXIMO RENDIMIENTO SOSTENIBLE (<i>MRS</i>) POR GRUPO.	27
II.4.4. ESCENARIOS DE SIMULACIÓN	27
III. RESULTADOS	30
III.1. MODELO POBLACIONAL	30
III.1.1. PARÁMETROS BÁSICOS	30
III.1.2. CALIBRACIÓN DEL MODELO DE SIMULACIÓN	32
III.1.3. PUNTOS DE REFERENCIA	33
III.1.4. ANÁLISIS DE SIMULACIÓN	34
III.2. MODELO TRÓFICO: BALANCE DE MASAS	36
III.2.1. PARAMETRIZACIÓN Y BALANCE DEL MODELO	36

III.2.2. PROPIEDADES DEL ECOSISTEMA	41
III.2.3. ESTRUCTURA TRÓFICA	41
III.2.4. IMPACTOS TRÓFICOS	45
III.2.5. LAS PESQUERÍAS EN EL ECOSISTEMA	47
III.3. MODELO TRÓFICO: DINÁMICA TEMPORAL	49
III.3.1. PUNTOS DE REFERENCIA Y ESTADO DE EXPLOTACIÓN EN EL ECOSISTEMA	49
III.3.2. MODELO TRÓFICO VS. MODELO POBLACIONAL	51
III.3.3. CAPTURAS DE HUACHINANGO EN LA PESQUERÍA DE DEMERSALES CON ANZUELOS	53
III.3.4. EFECTO DE OTRAS PESQUERÍAS SOBRE LAS CAPTURAS DE HUACHINANGO	54
III.3.5. EFECTO DE LA PESQUERÍA DE HUACHINANGO SOBRE LA CAPTURA DE OTROS RECURSOS	55
III.3.6. EFECTO DEL CONTROL DEL FLUJO SOBRE LAS CAPTURAS DEL HUACHINANGO	59
IV. DISCUSIÓN	63
IV.1. MODELO POBLACIONAL	63
IV.2. MODELO TRÓFICO: BALANCE DE MASAS	68
IV.3. MODELO TRÓFICO: DINÁMICA TEMPORAL	75
V. LITERATURA CITADA	83

I. Introducción

Las pesquerías artesanales o de pequeña escala son importantes en todo el mundo porque generan más de la cuarta parte de las capturas a nivel mundial, aportan la mitad del producto que se destina al consumo humano directo y en ellas participa cerca del 90% de los pescadores de todo el mundo (Mathew, 2001). En contraste, la investigación en torno a estas pesquerías es francamente escasa, debido quizás a la gran complejidad que representan. Se trata de pesquerías que explotan una gran diversidad de especies, empleando múltiples artes de pesca, en las que frecuentemente participan diversos grupos socioculturales. Bajo este contexto se puede entender entonces la dificultad que representa la implementación de métodos de evaluación y el diseño de estrategias de manejo específicas para este tipo de pesquerías.

La residencia permanente de los pescadores en las franjas litorales cercanas a los sitios de pesca y la limitada autonomía de las embarcaciones que utilizan explican en gran medida el carácter multiespecífico de estas pesquerías (McGoodwin, 1990). Esta característica es importante porque la variación en la composición de especies puede indicarnos qué tan exhaustivo ha sido el uso de los ambientes costeros a los que tienen acceso (Pauly *et al.*, 1998). Hasta hace poco tiempo, se consideraba que las pesquerías de pequeña escala no representaban un riesgo para los ecosistemas, sobre todo porque se les comparaba con las pesquerías de gran escala. Esta idea se basaba, evidentemente, en el hecho de que una unidad de pesca de gran escala tiene una mayor capacidad de trabajo que una unidad de pesca de pequeña escala (Mathew, 2001). Sin embargo, vistas en conjunto, las pesquerías de pequeña escala han tenido una rápida expansión en las últimas dos

décadas y potencialmente tienen igual o mayor capacidad de disturbio que las pesquerías de gran escala (Bundy y Pauly, 2001). Dada la complejidad de las pesquerías de pequeña escala y las limitaciones metodológicas que existían hasta hace poco tiempo, esta situación ha sido poco documentada.

I.1. Marco Conceptual

Aunque muchas pesquerías en el mundo están dirigidas a una sola especie objetivo, virtualmente todas ellas afectan a más de una especie, ya sea directamente a través de capturas incidentales, o indirectamente a través de las tramas tróficas, alterando la abundancia de un depredador o una presa (May *et al.*, 1979). En contraste, la evaluación de pesquerías tradicional se enfoca en una especie objetivo a la vez (enfoque monoespecífico), utilizando como herramientas, modelos de dinámica poblacional que en general engloban en un solo valor constante de mortalidad, diferentes procesos ecológicos como la depredación o la competencia entre otros. En este sentido, dicho enfoque enfrenta serias limitaciones ante pesquerías tan diversas como las de pequeña escala, ya que se enmascara la gran complejidad con que funcionan estos sistemas y se pierde la capacidad de evaluar el impacto potencial que esta actividad puede causar en los ecosistemas (Ralston y Polovina, 1982).

El problema del análisis monoespecífico no es nuevo, desde hace más de tres décadas se reconoció la necesidad de ampliar este enfoque y considerar en los modelos, el efecto de las pesquerías sobre las comunidades biológicas (Reiger y Henderson, 1973; May *et al.*, 1979; Sainsbury, 1982; Pimm y Hyman, 1987). Entre los modelos desarrollados con enfoque multiespecífico se pueden distinguir tres tendencias diferentes: 1) los modelos

dinámicos de biomasa, que son una extensión de los modelos de producción excedente (May *et al.*, 1979); 2) los modelos estructurados por edad, de los cuales el Análisis de Población Virtual Multiespecífico ha recibido mayor atención para su desarrollo (Magnusson, 1995; Rice y Gislason, 1996); y 3) los modelos tróficos de balance de masas como el *Ecopath con Ecosim* (Christensen y Pauly, 1992; Walters *et al.*, 1997). La mayor parte de estos modelos, sin embargo, han sido diseñados a partir de pesquerías ricas en información, lo cual es una situación rara en pesquerías de pequeña escala, cuyas bases de datos generalmente son limitadas (Hollingworth, 2000; Bundy y Pauly, 2001). Recientemente, los modelos de balance de masas se han utilizado con mayor frecuencia para analizar ecosistemas bajo diferentes regímenes de explotación y han probado ser más sencillos que los otros modelos para ser parametrizados (Bundy y Pauly, 2001). De esta forma los modelos de balance de masas representan una alternativa de análisis y por lo tanto es factible evaluar los efectos que las pesquerías de pequeña escala tienen sobre los ecosistemas.

I.2. Justificación

A raíz de que en distintos foros mundiales (como la Agenda 21 en la Cumbre de Río sobre Medio Ambiente y Desarrollo Sustentable, en 1992, o la Conferencia de Reykiavik sobre Pesquerías Responsables en el Ecosistema Marino, en 2001) se ha reconocido la importancia de la interacción entre pesquerías y ecosistemas marinos, frecuentemente se ha planteado la necesidad de mantener la integridad o salud de los ecosistemas como base del principio de pesca responsable e incluso se ha propuesto que se incluya como una meta explícita en los planes de manejo.

En México, todavía no existen oficialmente planes de manejo para ninguna pesquería y por el momento solo se cuenta con la Ley de Pesca y su Reglamento, la Carta Nacional Pesquera (CNP) y las Normas Oficiales Mexicanas (NOM) como instrumentos de referencia para la regulación pesquera. Complementariamente, en la legislación ambiental se cuenta con programas de manejo de áreas protegidas, normas sobre especies amenazadas y otras disposiciones contenidas en la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección Ambiental y sus Reglamentos. Con la Ley de Pesca y su Reglamento se definen disposiciones generales para la pesca y la acuicultura. En la CNP se definen los recursos para los cuales está permitida la pesca comercial, se expresan algunos aspectos generales sobre el estado que guardan sus poblaciones y se definen algunos lineamientos generales de regulación y manejo. En las NOM se describen las condiciones mínimas bajo las cuales deben ser explotados los recursos, sin embargo son todavía pocos los recursos para los cuales se ha definido una norma oficial. En el caso de los peces, que representan el principal componente de las capturas en las pesquerías artesanales de México, las NOM solamente se refieren a unas pocas especies como la liseta (*Mugil curema*), la lisa (*Mugil cephalus*) y los robalos blanco y prieto (*Centropomus* spp.) (SEPESCA, 1999). Si bien en estos documentos se definen criterios importantes bajo los cuales se deben explotar los distintos recursos de interés comercial, prácticamente no se definen (o se definen vagamente) los puntos de referencia que permitan establecer criterios de decisión bajo diferentes niveles de explotación. El rezago que se tiene en términos de manejo y regulación pesquera, sin embargo, no se restringe a la baja cobertura de información básica, también hace falta ampliar el enfoque de análisis para considerar las interacciones e impactos que las pesquerías establecen dentro de los ecosistemas en que tienen influencia.

I.3. Planteamiento del Problema

De los recursos de escama que desembarcan las flotas artesanales en el Pacífico mexicano, el huachinango (*Lutjanus peru*) es una de las especies más importantes, tanto por su volumen de capturas como por su valor comercial (INP, 2001). En algunas regiones del noroeste, el ciclo de pesca depende en gran medida de esta especie, ya que de las múltiples especies que se capturan, el huachinango puede aportar hasta un 25% de los ingresos por ventas en playa.

A pesar de su importancia, son pocos los estudios de evaluación que se han hecho para esta especie y en consecuencia, el estatus de la pesquería es confuso. En Nayarit y Colima, la pesquería parece estar por debajo de su rendimiento máximo (Cruz-Romero *et al.*, 1996; Del Monte-Luna *et al.*, 2001), en cambio en Guerrero existen evidencias de que la pesquería está sobreexplotada (Santamaría y Chávez, 1999). Sobre esta base, en algunos documentos oficiales se considera que la pesquería del huachinango en el litoral del Pacífico, tiene potencial de desarrollo (SEMARNAP, 2000a; INP, 2001) sin embargo, en la CNP se establece que la pesquería está aprovechada al máximo sustentable, excepto en Baja California Sur (BCS), donde se considera que tiene potencial de desarrollo (Diario Oficial de la Federación, 28 de Agosto de 2000)¹.

El problema es que en BCS no existen antecedentes de evaluación de la pesquería y por el contrario, hay evidencias indirectas que cuestionan su potencial de desarrollo. Particularmente, en las bahías de La Paz y La Ventana (Figura 1), la región más productiva de huachinango en el estado, aproximadamente la mitad de sus capturas se componen de

¹ En la última versión de la CNP (Diario Oficial de la Federación, 15 de marzo de 2004) el estatus de esta pesquería se define como aprovechada al máximo sustentable en todo el litoral del Pacífico mexicano

organismos menores de 40 cm y de ellos, el 94% son sexualmente inmaduros (Rocha-Olivares, 1991). Adicionalmente, hasta antes de 2002, en esta zona operaba una flota camaronera en cuyas capturas, el huachinango juvenil formaba parte de la fauna de acompañamiento (Pérez-Mellado y Findley, 1986; Ross-Terrazas, 1988).

En este contexto, el potencial de desarrollo de la pesquería de huachinango en BCS no ha sido probado y por ello en este trabajo se hace una evaluación del estado de la población para conocer la capacidad productiva de la pesquería. Específicamente se toma como caso de estudio la región que ocupan las bahías de La Paz y La Ventana para responder una pregunta central: ¿Es factible desarrollar (aún más) la pesquería del huachinango en BCS? Para abordar el problema se toma como base de análisis que la pesca del huachinango se enmarca dentro de una pesquería multiespecífica y por lo tanto será necesario abordar otras preguntas clave: ¿la captura incidental de juveniles afecta significativamente las capturas comerciales de huachinango? ¿Es necesario considerar el efecto de otras pesquerías, depredadores o competidores para mejorar significativamente las capturas de huachinango? Bajo este planteamiento, el análisis a través de modelos multiespecíficos han probado ser muy útiles (Hollingworth, 2000), sin embargo, dado que este enfoque ha sido poco documentado para el manejo de pesquerías de pequeña escala (Bundy y Pauly, 2001), se consideró necesario hacer una comparación con el análisis poblacional clásico y tener así una idea clara de la consistencia de las salidas que proporciona el enfoque de ecosistema.

I.4. Hipótesis

- Es factible continuar el desarrollo de la pesquería del huachinango en B.C.S. si y solo si se logra definir un conjunto de medidas de manejo sostenibles bajo un enfoque multiespecífico.

I.5. Objetivos

- Evaluar el estado de explotación de la pesquería del huachinango, en el sur de la costa oriental de B.C.S. (desde San Evaristo hasta Bahía La Ventana).
- Establecer las bases de un esquema de manejo para el huachinango tomando en cuenta la estructura y el funcionamiento del ecosistema en el que incide la pesca artesanal del sur de la costa oriental de B.C.S.

II. Métodos

La evaluación que se hace de la pesquería de huachinango en este trabajo, aborda dos enfoques de análisis: uno poblacional y otro multiespecífico. En el primero se construye un modelo de simulación estructurado por edades que además de la mortalidad natural (M) y la mortalidad por pesca (F), se incorpora la mortalidad incidental de juveniles (f) que se da por la pesca de camarón en la zona. Con el segundo enfoque, se construye un modelo trófico de balance de masas con el que se evalúan los impactos tróficos de las pesquerías de pequeña escala sobre el ecosistema en su conjunto. Este modelo a su vez, fue incorporado a una rutina de simulación temporal con el que se evaluaron diferentes escenarios de explotación del huachinango considerando sus interacciones tróficas y los efectos directos e indirectos de otras pesquerías sobre este recurso.

II.1. Área de Estudio

El área de estudio se localiza dentro del Golfo de California, en la costa oriental del estado de Baja California Sur, entre 24°00' y 25°15' LN. Abarca la plataforma continental de las bahías de La Paz y de La Ventana, con una superficie aproximada de 7,280 km² (Figura 1). Ambas bahías conforman la región biogeográfica XII propuesta por Santamaría del Ángel *et al.* (1994). Se encuentran delimitadas por tres islas que generan condiciones oceanográficas particulares, que hacen que la concentración de pigmentos fotosintéticos sea muy diferente a las zonas adyacentes del golfo. Esta región se caracteriza por presentar un ciclo ambiental de dos estaciones bien definidas. Una estación cálida, entre junio y noviembre (28.4 ± 1.9 °C), con una fuerte estratificación de la columna de agua que limita

el aporte de nutrientes a la zona eufótica y otra estación fría entre diciembre y mayo ($22.5 \pm 4.4^\circ\text{C}$), en la que se presentan vientos intensos y frentes fríos que contribuyen a la mezcla de la columna de agua y favorecen significativamente el aporte de nutrientes a la capa superficial (González-Navarro y Saldierna-Martínez, 1997; Martínez-López *et al.*, 2001). A profundidades de entre 25 y 50 m la temperatura sigue el mismo patrón estacional con una diferencia promedio de -10°C con respecto a la capa superficial (Lavín *et al.*, 1997; Martínez-López *et al.*, 2001).

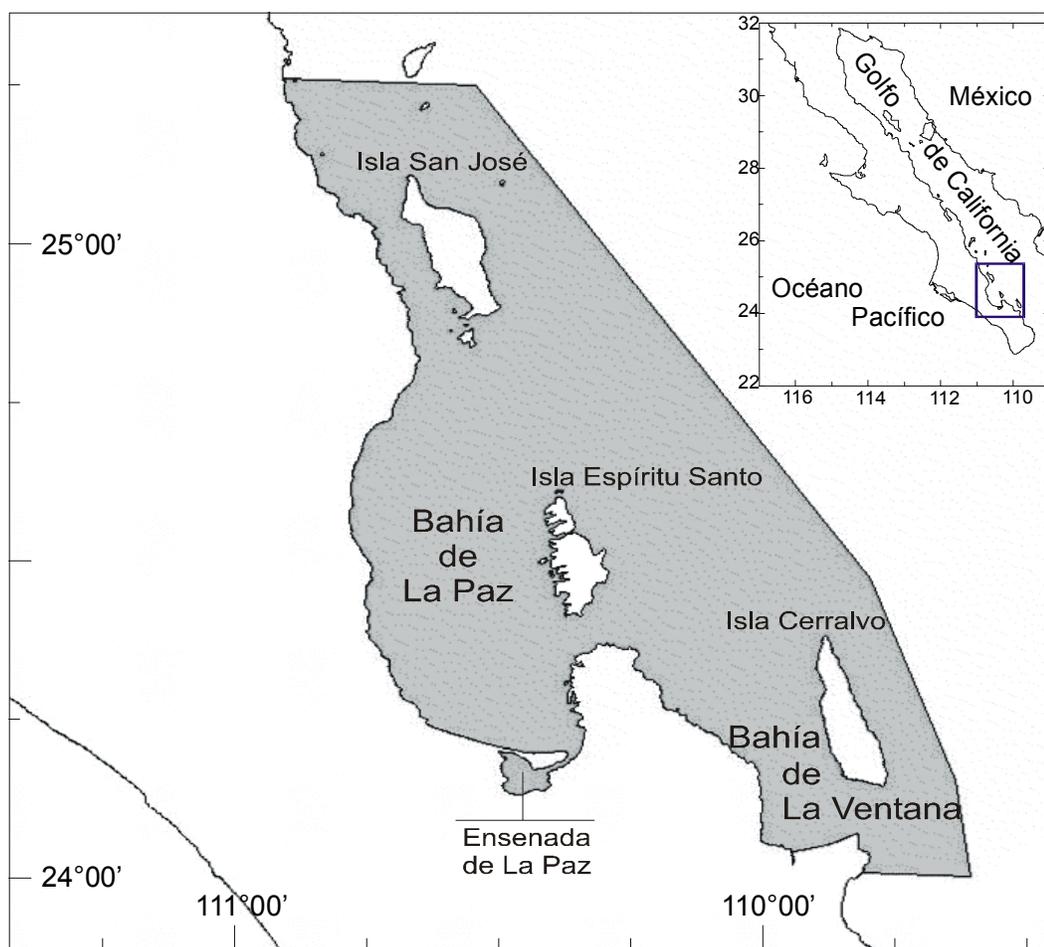


Figura 1. Bahías de La Paz y de La Ventana. El área sombreada indica la delimitación del ecosistema *BALAP*. Comprende una superficie total de 7,287 km² aproximadamente y abarca el área donde se llevan a cabo las operaciones de pesca en la zona.

En estas bahías opera una de las flotas ribereñas más numerosas y de mayor producción pesquera en la costa oriental de BCS. Sus capturas se componen de más de 50 recursos (o grupos de especies) diferentes, de los cuales el huachinango es el recurso más importante. De él se obtienen los mayores volúmenes de captura (6.9 %), los mayores ingresos económicos (24%) y consecuentemente, el ciclo de pesca en la región depende en gran medida de este recurso. En la época de mayor abundancia, la mayoría de las embarcaciones se dedican a la captura del huachinango. En la temporada baja, la flota busca recursos alternativos con lo cual las capturas se diversifican.

Para abreviar, a esta zona se le denominará simplemente ecosistema *BALAP*, sobre todo en el apartado del análisis trófico, donde se hace un análisis de los diferentes componentes de este ecosistema.

II.2. Modelo Poblacional

II.2.1. Parámetros Básicos.

De marzo de 1989 a febrero de 1991 se colectaron 1230 individuos de los desembarcos comerciales de las bahías de La Paz y La Ventana (Figura 1). Cada organismo se midió, se pesó y se le determinó el sexo. Con los parámetros de crecimiento y la clave edad-talla estimados por Rocha-Olivares (1998), se calcularon la edad de primera madurez (t_m) y la edad de primera captura (t_c). La mortalidad total (Z) se estimó ajustando el modelo de decaimiento exponencial a la porción descendente de la estructura de edades. La mortalidad natural (M) se calculó con los métodos de Pauly (1980), Ralston (1987) y Jensen (1997) y para el análisis posterior se utilizó la mediana de estas estimaciones. Cuando fue necesario, se consideró una temperatura ambiental promedio de 17°C (Lavín *et*

al., 1997; Martínez-López *et al.*, 2001). La mortalidad por pesca (F) se calculó por la diferencia entre Z y M . Los registros de captura de 1978-1982 se obtuvieron de los anuarios estadísticos de pesca, en los cuales se desglosa la captura de la zona de estudio. Las capturas de 1983-2000 se obtuvieron de los avisos de arribo que los pescadores entregan a las oficinas de pesca en la localidad.

II.2.2. Reconstrucción de la Estructura de Edades

Con la clave edad-talla, los parámetros de crecimiento y la relación longitud-peso, se estimó el número de organismos capturados por grupo de edad en un año determinado. A partir de esta información se estimó la abundancia de la población a cada edad con la ecuación de captura (Sparre y Venema, 1997):

$$C_a = N_a \frac{F}{(F + M)} (1 - e^{-(F+M)})$$

o bien

$$N_a = \frac{(F + M)}{F} \cdot \frac{C_a}{(1 - e^{-(F+M)})}$$

donde C_a es el número de organismos capturados a la edad a ; N_a es el número total de organismos de edad a en la población; F es la tasa de mortalidad por pesca y M es la tasa de mortalidad natural. Esta operación se realizó para todos los años de la serie histórica, suponiendo que la población tiene una estructura de edades estable. Las estimaciones de abundancia se afinaron ajustando el modelo de decaimiento exponencial a cada cohorte presente en la serie histórica. El vector representado por la estructura de edades con la mayor abundancia estimada se usó como condición inicial del modelo de simulación que se

describe más adelante y se denominará de aquí en adelante Estructura de Edades Inicial (EEI).

II.2.3. Parámetros de Reclutamiento

Con la estructura de edad reconstruida en la serie histórica se ajustó el modelo de Beverton y Holt en su forma

$$R_{y+1} = \frac{a' S_y}{b' + S_y} \quad (1)$$

donde R_{y+1} es el número de reclutas de edad 1 en el año $y+1$; S_y es el número de adultos en el año y ; a' es el máximo número de reclutas y b' es el número de adultos con el que se tienen $a'/2$ reclutas. Los parámetros a' y b' se ajustaron simultáneamente por el método de iteración de Newton, utilizando como criterio de ajuste los mínimos cuadrados y la restricción $\log_e a'/b' = 1.9$ (Myers *et al.*, 1999).

II.2.4. Costos e Ingresos Totales

Para estimar el número de viajes de pesca, el precio del huachinango en playa y el costo promedio por viaje, se realizaron encuestas en distintos campos pesqueros de la localidad, durante 1999. Los ingresos totales por venta en playa se obtuvieron de los avisos de arribo del mismo año.

II.2.5. Análisis de Simulación

Se utilizó el modelo de decaimiento exponencial en su forma

$$N_{a+1,y+1} = N_{a,y} \cdot e^{-(s_a f + S_a F_y + M)} \quad (2)$$

donde $N_{a,y}$ es el número de organismos de edad a al inicio del año y ; $N_{a+1,y+1}$ es el número de organismos de la misma cohorte que sobrevivieron al año siguiente; f es la tasa de

mortalidad incidental de juveniles (constante); F_y es la tasa de mortalidad por pesca durante el año y ; M es la tasa de mortalidad natural de juveniles y adultos (constante); s_a y S_a son *switches* que permitieron que f y F_y se aplicaran a distintos grupos de edad de acuerdo con la edad de primera madurez (t_m) y la edad de primera captura (t_c), es decir, cuando $a < t_m$, $s_a = 1$ de otra forma $s_a = 0$; cuando $a < t_c$, $S_a = 0$ de otra forma $S_a = 1$. Los reclutas de un año se calcularon con la solución de la ecuación 1. Para iniciar el modelo, se tomó como entrada la *EEI* y se asignaron valores semilla a las tasas de mortalidad f y F_y y así se calculó el número de organismos capturados mediante

$$C_{a,y} = N_{a,y} \frac{F_y}{(F_y + M)} (1 - e^{-(F_y + M)})$$

donde $C_{a,y}$ es el número de organismos de edad a capturados en el año y . De aquí, el volumen anual de capturas simuladas se estimó con

$$Y_{SIM,y} = \sum_{a=t_c}^k C_{a,y} \cdot w_a \quad (3)$$

donde $Y_{SIM,y}$ es el peso de la captura simulada para el año y ; w_a es el peso promedio a la edad a ; t_c es la edad de primera captura y k es la edad máxima en la población.

La abundancia de cada cohorte se ajustó año con año variando F_y en la ecuación 2 hasta que la captura simulada se igualaba con la captura registrada, es decir $Y_{SIM,y} = Y_{REC,y}$. Dado que esta condición se cumplió para diferentes valores de f , se evaluó la máxima mortalidad de juveniles (f_{max}) que la población simulada podía soportar para reproducir la serie histórica de capturas 1978-2000. De esta forma, el modelo de simulación se calibró ajustando los valores de F_y , con $f = 0.5f_{max}$.

La razón beneficio-costo (B/C) se basó en las relaciones:

$$I_y = \sum_{a=t_c}^k C_{a,y} \cdot w_a \cdot \pi_a$$

y

$$O_y = E_y \cdot \omega$$

donde I_y es el ingreso total por ventas en el año y ; t_c , k , $C_{a,y}$ y w_a son las mismas variables de la ecuación 3; π_a es el precio por kilogramo a la edad a ; O_y es el costo total de los viajes de pesca durante el año y ; E_y es el número estimado de viajes en el año y ; ω es el costo promedio por viaje de pesca. Con los datos de esfuerzo y mortalidad por pesca de 1999, se estimó el coeficiente de capturabilidad q , considerando que $F=qE \rightarrow q=F/E$. La capturabilidad estimada de esta forma se consideró constante para la estimación de los costos totales de otros años. La razón B/C se analizó a través del tiempo considerando precios constantes.

II.2.6. Puntos de Referencia

Para estimar las condiciones de equilibrio de la pesquería se dejó correr el modelo manteniendo F y f constantes hasta que la abundancia de la población se estabilizara. Esta rutina se repitió para $f = 0$ y $f = 0.5 f_{max}$, en combinación con $0 \leq F \leq 2$. Se identificaron tres puntos de equilibrio de interés: 1) Máximo Rendimiento Sostenible (*MRS*); 2) Máximo Rendimiento Económico (*MRE*) y 3) Rendimiento de Equilibrio Económico (*REE*).

II.2.7. Escenarios de Simulación

Se probaron cuatro escenarios en los que se combinaron dos niveles de F con otros dos de f . Cada nivel se eligió para representar diferentes condiciones de manejo. El nivel F

= F_{REE} considera la situación en que la flota artesanal se mantiene sin regular y por lo tanto, la pesquería tiende a su nivel de equilibrio económico. El nivel $F = F_{CUR}$ considera el caso en que se detiene el incremento del esfuerzo pesquero y F se mantiene igual al estimado en el año 2000. El nivel $f = 0.5f_{max}$ considera que la flota camaronera continúa capturando incidentalmente juveniles en la zona. El nivel $f = f_{null}$ considera la posibilidad de evitar completamente la captura incidental de juveniles. Para cada escenario se corrieron 600 simulaciones durante 100 años, dejando que los parámetros del modelo variaran dentro de sus límites del 95% de confianza bajo una distribución uniforme. Las salidas del modelo que se analizaron fueron: el volumen de capturas, la razón B/C , la biomasa de la población y la tasa de capturas. Los límites de confianza para las salidas se calcularon mediante la ecuación

$$\hat{\theta} \pm \hat{\sigma} \cdot z_{\alpha}$$

donde $\hat{\theta}$ es el promedio simulado de la salida, $\hat{\sigma}$ es el error estándar de $\hat{\theta}$ y z_{α} es el percentil $100 \cdot \alpha$ tabulado (Efron y Tibshirani, 1986).

II.3. Modelo Trófico: Balance de Masas

II.3.1. Modelo Conceptual

De acuerdo con los registros de pesca, las flotas artesanales explotan 52 recursos diferentes en el ecosistema *BALAP*, que representan alrededor de 80 especies de peces e invertebrados en conjunto. También se registra un número indeterminado de especies bajo la denominación “otras especies” o “especies no identificadas” que, tanto en volumen como en valor económico, representan menos del 0.2% de los desembarcos (Tabla I).

Tabla I. Principales recursos desembarcados por la flota artesanal en el ecosistema *BALAP* entre 1992 y 2001.

Recurso	Hábitat ^a	Volumen ^b		Valor ^b		Temporada ^b meses/año	IIR
		t/año	%	\$×10 ³ /año	%		
Huachinango	DP	241.8	20.7	3,767.2	40.7	11.2	0.573
Almeja Chocolate	BA	263.2	22.5	532.5	5.8	11.4	0.268
Tiburón	PL	106.4	9.1	733.0	7.9	10.7	0.152
Estacuda	DP	51.2	4.4	863.9	9.3	11.2	0.128
Pargo	DA	43.5	3.7	337.6	3.6	11.2	0.069
Pierna	DP	46.0	3.9	282.9	3.1	11.2	0.065
Jurel	PL	40.3	3.4	245.5	2.7	11.1	0.056
Cabrilla	DA	21.3	1.8	367.3	4.0	10.5	0.051
Cazón	PL	35.1	3.0	218.0	2.4	10.3	0.046
Cochi	DA	24.9	2.1	131.6	1.4	10.5	0.031
Perico	DA	14.1	1.2	125.0	1.4	10.6	0.023
Calamar gigante	PL	40.1	3.4	91.3	1.0	3.5	0.013
Cardenal	DA	11.1	0.9	49.9	0.5	10.0	0.012
Otros 39 grupos		228.9	19.6	1,487.6	16.1	---	---
Gpos no identificados		2.5	0.2	16.6	0.2	---	---
TOTAL		1,170.5		9,249.9			

^a DP: Demersal Profundo; PL: Pelágico; DA: Demersal Arrecifal; BA: Bentos Arenoso; IIR: Índice de importancia relativa

^b Valores promedio con base en la serie histórica 1992-2001

En promedio, 13 de los 52 recursos registrados representan el 80% de las capturas anuales. Entre ellos se encuentran sólo dos grupos de invertebrados, la almeja chocolate y el calamar gigante, los 11 grupos restantes son peces. Los recursos huachinango, almeja chocolate y tiburón aportan poco más del 50% del volumen y del valor promedio de las capturas, por lo que se pueden considerar los recursos más importantes capturados por las flotas artesanales.

La presencia de especies que habitan distintos ambientes marinos en los desembarcos comerciales, refleja la influencia de la pesca artesanal sobre un amplio espectro de hábitat en el ecosistema. La pesca en zonas profundas (>40 m) se practica

exclusivamente con anzuelos y de ella se obtienen: huachinango, estacuda y pierna principalmente. Las capturas de esta zona representan aproximadamente la cuarta parte del volumen total explotado y más de la mitad de su valor económico. La pesca en fondos someros, fangosos-arenosos, se realiza por buceo o recolección directa durante la bajamar, para capturar distintos tipos de almejas, entre las que destaca la almeja chocolata. Las capturas en estos fondos pueden representar hasta un 25% del volumen promedio anual registrado. En la zona somera se pescan principalmente peces demersales, tanto con anzuelos como con distintos tipos de redes. La mayor parte de estas capturas se componen de demersales asociados a fondos rocosos, como pargos, cabrillas y cochito. En la zona pelágico-costera, las flotas artesanales emplean redes de superficie o líneas con curricán para capturar peces pelágicos como jurel, atún o sierra. En esta zona también se emplean poteras para capturar calamar, sin embargo, se trata de una pesquería ocasional que se practica cuando esta especie es extraordinariamente abundante, como ocurrió en 1996 y 1998. En la zona pelágico-oceánica se utilizan redes y palangres a la deriva para la captura de tiburón y cazón, aunque también se capturan algunos otros peces pelágicos, como jureles y atunes. Hasta antes de 2002, una parte de las flotas camaroneras de Sonora y Sinaloa operaban en la zona arenosa del ecosistema *BALAP* (García-Borbón, comunicación personal, 2003²). A partir de ese año se prohibió el uso de redes de arrastre dentro de la Bahía de La Paz (Diario Oficial de la Federación, 30 de Octubre de 2002), sin embargo, la medida no incluyó a la Bahía de La Ventana, que es un área importante de reproducción y

² García-Borbón, J.A. Proyecto Camarón. Centro Regional de Investigación Pesquera-La Paz. Instituto Nacional de la Pesca. Carretera a Pichilingue Km 1. 23020 La Paz, B.C.S. México.

captura de varios recursos que explotan las flotas artesanales (Rodríguez-Medrano, 1990; Reyna-Trujillo, 1993; Díaz-Urbe *et al.*, 2004).

II.3.2. Estructura del Modelo Cuantitativo

Para describir y cuantificar las interacciones tróficas dentro del ecosistema *BALAP*, se construyó un modelo de balance de masas a través del *software Ecopath con Ecosim* (o simplemente *Ecopath*) (Christensen y Pauly, 1992). El modelo se basa en la solución numérica de ecuaciones lineales simultáneas en las que se considera que la producción de una especie o grupo funcional está en equilibrio con las pérdidas que sufre por mortalidad o exportación a otros ecosistemas. La ecuación básica para cada grupo funcional es:

$$B_i \left(\frac{P}{B} \right)_i EE_i - \sum_{j=1}^n B_j \left(\frac{Q}{B} \right)_j DC_{ji} - EX_i = 0$$

donde B_i : es la biomasa del grupo i ; $(P/B)_i$: es la producción por unidad de biomasa del grupo i ; EE_i : es la eficiencia ecotrónica, que expresa la fracción de la producción del grupo i que se pierde por depredación, capturas o exportaciones a otros sistemas; $(Q/B)_j$: es el consumo por unidad de biomasa del depredador j ; DC_{ji} : es la proporción de la presa i en la dieta del depredador j ; EX_i : son las exportaciones del grupo i a otros ecosistemas, que en el caso de los grupos comercialmente explotados se consideraron equivalentes a los volúmenes de capturas.

II.3.3. Definición de Grupos y Parametrización

El modelo se construyó con 31 grupos funcionales (28 consumidores y 3 productores), más 2 compartimientos de detritus y 6 flotas de pesca. Entre los consumidores se consideraron: aves marinas (1), mamíferos marinos (3), peces (17),

invertebrados bentónicos (5) y zooplancton(2). Entre los productores primarios se incluyeron: fitoplancton (1) y macroalgas bentónicas (2). El compartimiento de detritus se separó en función del origen de los desechos: aquellos provenientes de los flujos tróficos propiamente (detritus) y aquellos provenientes de los desechos causados por las pesquerías (descartes). Esta estructura se diseñó procurando tener grupos funcionales representativos de los principales hábitat del ecosistema (pelágico, bentónico rocoso, bentónico arenoso y zona profunda >40 m de profundidad) y los recursos más importantes sujetos a explotación pesquera. La importancia de los recursos pesqueros se evaluó con el Índice de Importancia Relativa (*IIR*) (Hyslop, 1980) utilizando como vectores: el volumen, el valor comercial en playa y la frecuencia de las capturas registradas en los avisos de arribo entre 1992 y 2001. Se seleccionaron los recursos que tuvieron el mayor *IIR* y que en conjunto aportaran el 85% del valor comercial promedio de las capturas en playa (Tabla I). Los valores semilla del modelo fueron obtenidos de diversas fuentes de información publicadas (artículos, libros o tesis) y no publicadas (reportes técnicos de investigación o avisos de arribo), así como de entrevistas directas a investigadores que han trabajado en la región (Tablas II y III). La mayor parte de la información proviene del propio ecosistema *BALAP*, sin embargo, cuando fue necesario se utilizó información de especies similares en ecosistemas semejantes. Todos los valores semilla fueron estandarizados a las mismas unidades de biomasa (t), área (km²) y tiempo (año), según lo requiriera cada parámetro.

Las biomásas de los grupos de zooplancton se estimaron a partir de datos de cruceros de investigación realizados por el Laboratorio de Zooplancton de la Universidad Autónoma de Baja California Sur, en el ecosistema *BALAP*, entre 1992 y 1993. Dado que

Tabla II. Configuración de grupos funcionales e información disponible para la construcción del modelo trófico *BALAP*.

GRUPO	ESPECIES ^a	GRUPO	ESPECIES ^a
1. Aves Marinas	<i>Pelecanus occidentalis</i> [B,Q,D] <i>Oceanodroma melania</i> [B,D] <i>Oceanodroma microsoma</i> [B,D] <i>Sula neboxii</i> [B,D] <i>Larus heermanii</i> [B,D] <i>Larus livens</i> [B,D] <i>Pandion haliaetus</i> [B,D] <i>Fregata magnificens</i> [B,D] <i>Phalacrocorax auritus</i> [B,D]	15. Perico	<i>Scarus rubroviolaceus</i> [P,Q,D,C] <i>Scarus ghobban</i> [D,C] <i>Scarus perrico</i> [D,C] <i>Scarus compressus</i> [C]
2. Lobo Marino	<i>Zalophus californianus</i> [B,P,Q,D]	16. Pelágicos Menores	<i>Lile stolifera</i> [P,Q,D,C] <i>Harengula thrissina</i> [D,C]
3. Rorcuales	<i>Balaenoptera edeni</i> [B,Q,D] <i>Balaenoptera physalus</i> [B,D] <i>Balaenoptera musculus</i> [B,D]	17. Pelágicos Medianos	<i>Thunnus albacares</i> [P,Q,D,C] <i>Coryphaena hippurus</i> [D,C] <i>Scomberomorus sierra</i> [C] <i>Trachinotus spp</i> [C]
4. Delfines	<i>Tursiops truncatus</i> [B,Q,D] <i>Globicephala macrorhynchus</i> [B,D]	18. Pelágicos Mayores	<i>Tetrapturus audax</i> [P,Q,D] <i>Makaira mazara</i> [D]
5. Huachinango/J	<i>Lutjanus peru</i> [P,Q,D,C]	19. Demersales de Arena	<i>Anisotremus interruptus</i> [P,Q,D,C] <i>Haemulon sexfasciatum</i> [D,C] <i>Mugil cephalus</i> [D,C] <i>Eucinostomus argenteus</i> [D,C] <i>Umbrina sp.</i> [C] <i>Centropomus sp.</i> [C] <i>Rhinobatus sp.</i> [C]
6. Huachinango/A	<i>Lutjanus peru</i> [P,Q,D,C]	20. Demersales de Arrecife	<i>Paranthias colonus</i> [P,Q,D,C] <i>Prionurus punctatus</i> [D,C] <i>Bodianus diplotaenia</i> [D,C] <i>Kiphosus elegans</i> [D,C] <i>Spheroides annulatus</i> [D,C] <i>Fistularia comersonii</i> [D,C]
7. Estacuda	<i>Epinephelus niphobles</i> [P,Q,D,C] <i>Epinephelus acanthistius</i> [C] <i>Mycteroperca xenarcha</i> [C]	21. Demersales Prof.	<i>Benthoosema panamense</i> [P,Q,D,C]
8. Tiburón	<i>Carcharhinus limbatus</i> [P,Q,D,C] <i>Carcharhinus falciformis</i> [C,D] <i>Sphyrna lewini</i> [C,D] <i>Sphyrna zygaena</i> [C,D]	22. Calamar Gigante	<i>Dosidicus gigas</i> [P,Q,D,C]
9. Cabrilla	<i>Mycteroperca rosacea</i> [P,Q,D,C] <i>Epinephelus labriformis</i> [D,C] <i>Epinephelus analogus</i> [D,C] <i>Paralabrax auroguttatus</i> [C] <i>Cephalopholis panamensis</i> [C] <i>Paralabrax maculatofasciatus</i> [C]	23. Almeja Chocolate	<i>Megapitaria squalida</i> [P,Q,D,C] <i>Megapitaria aurantiaca</i> [C]
10. Jurel	<i>Seriola lalandi</i> [P,Q,D,C]	24. Camarón	<i>Farfantepaeneus californiensis</i> [P,Q,D,C]
11. Pierna	<i>Caulolatilus affinis</i> [P,Q,D,C] <i>Caulolatilus princeps</i> [D,C]	25. Bentos de Arena	<i>Argopecten circularis</i> [P,Q,D,C] <i>Spondylus calcifer</i> [C] <i>Anadara tuberculosa</i> [C]
12. Cazón	<i>Rhizoprionodon longurio</i> [P,Q,D,C] <i>Mustelus lunulatus</i> [D,C] <i>Mustelus californicus</i> [C] <i>Nasolamia velox</i> [C]	26. Bentos de Arrecife	<i>Cangrejos Braquiuros</i> [P,Q,D,C] <i>Pulpo</i> [C] <i>Caracol Chino</i> [C]
13. Pargo	<i>Lutjanus argentiventris</i> [P,Q,D,C] <i>Hoplopagrus guntheri</i> [D,C] <i>Lutjanus colorado</i> [D,C] <i>Lutjanus novemfasciatus</i> [D,C] <i>Lutjanus guttatus</i> [C]	27. Zooplancton	<i>Nyctiphanes simplex</i> [B,P,Q,D] <i>Biomasa zooplanctónica</i> [B]
14. Cochi	<i>Balistes polylepis</i> [P,Q,D,C]	28. Zooplancton Gelatinoso	<i>Salpas</i> [B,P,Q,D] <i>Sifonóforos</i> [B]
		29. Fitoplancton	[B,P]
		30. Algas de Arena	[B]
		31. Algas Arrecife	[B]

^a Información disponible entre corchetes: B: Biomasa; P: razón P/B; Q: razón Q/B; D: Dieta y C: Capturas

Tabla III. Fuentes de información en las que se basa el modelo trófico *BALAP*.

GRUPO	B	P/B	Q/B	DIET	CAPTURA
1. Aves Marinas	1,2,3	ND	1	1,4	
2. Lobo Marino	5	6,7	8	6	
3. Rorcuales	9	ND	9	9	
4. Delfines	9	ND	9	9	
5. Huachinango /J	10	10	11,12	13	10,14,15
6. Huachinango /A	10	10	11,12	13	10,14
7. Estacuda	ND	16,17	16,11	18	14,16,15
8. Tiburón	ND	17,19	11,20	21	14,15,20
9. Cabrilla	ND	17,22	11,22	18,23	14,1506
10. Jurel	ND	16,17	11,24	25	14,16
11. Pierna	ND	17,26	11,26	27,28	14,15,16
12. Cazón	ND	17,20,29	11,20	21	14,15,20
13. Pargo	ND	16,17,30	11	18	14,14,b16
14. Cochi	ND	16,17,31	11	18	14,15,16
15. Perico	ND	16,17,32	11,33	18	14,16
16. Pelágicos Menores	ND	17,34	11,35	36	15
17. Pelágicos Medianos	ND	16,17,37	11	38,39,40,41	14,16
18. Pelágicos Mayores	ND	17,42	11,43	44	
19. Demersales de Arena	ND	16,17,45	11	18,46,47,48	14,15,16
20. Demersales de Arrecife	ND	16,17	11	18,48	14,15,16
21. Demersales Profundidad	ND	17	11	49	
22. Calamar Gigante	ND	50	51	52,53	14,15
23. Almeja Chocolate	ND	54	55	54	14,15,54
24. Camarón	ND	56	57	58	15,59
25. Bentos de Arena	ND	60	55	60	14, 15,60
26. Bentos de Arrecife	ND	61	61	61	14
27. Zooplancton	62,63	64	61	64	
28. Zooplancton Gelatinoso	63,64	65	66	65,66	
29. Fitoplancton	67	68,69,70			
30. Algas de Arena	71	ND			
31. Algas de Arrecife	71	ND			

[1] Jiménez-Castro (1988); [2] Carmona *et al.* (1994); [3] Carmona (com. pers., 2002); [4] Terres (1980); [5] Auriolles-Gamboa and Zavala-González (1994); [6] Auriolles-Gamboa (1988); [7] Hernández-Camacho (2001); [8] NOAA (1997); [9] Urbán-Ramírez (com. pers., 2002); [10] Díaz-Urbe *et al.* (2004); [11] Palomares y Pauly (1989); [12] Rocha-Olivares (1998); [13] Díaz-Urbe (1994); [14] Avisos de Arribo de BCS (1992 – 2001); [15] Pérez-Mellado y Findley (1985); [16] Rodríguez-Medrano (1990); [17] Froese y Pauly (2003); [18] Bermúdez-Almada y García-Laguna (1985); [19] Killam y Parsons (1989); [20] Villavicencio-Garayzar *et al.* (1997); [21] Cortés (1999); [22] Díaz-Urbe *et al.* (2001); [23] Peláez-Martínez (1997); [24] Baxter (1959); [25] Craig (1959); [26] Elorduy-Garay y Ruiz-Córdova (1998); [27] Elorduy-Garay y Peláez-Martínez (1996); [28] Elorduy-Garay y Caraveo-Patiño (1994); [29] Compagno *et al.* (1995); [30] Cruz-Romero *et al.* (1996); [31] Bussing (1995); [32] Bellwood (1995); [33] Smith y Dalzell (1993); [34] Castro-Aguirre y Balart (1997); [35] Warburton (1979); [36] Whitehead y Rosríguez-Sánchez (1995); [37] Hampton (2000); [38] Roger (1993); [39] Maldeniya (1996); [40] Jong-Bin *et al.* (1997); [41] Palko *et al.* (1982); [42] Melo-Barrera (2001); [43] Ueyanagi y Wares (1975); [44] Abitita-Cárdenas (1992); [45] Cruz-Romero *et al.* (1993); [46] Wells (1984); [47] Aguirre-León y Yáñez-Arancibia (1986); [48] Heemstra (1995); [49] Eschmeyer *et al.* (1983); [50] Morales-Bojórquez *et al.* (1997); [51] Ehrhardt (1991); [52] Markaida-Aburto (2001); [53] García-Domínguez y González-Ramírez (1998); [54] Singh-Cabanillas *et al.* (1991); [55] George-Zamora (1997); [56] López-Martínez *et al.* (2002); [57] Haws *et al.* (2001); [58] Arreguín-Sánchez *et al.* (2002); [59] García-Borbón (com. pers., 2002); [60] Baqueiro-Cárdenas *et al.* (1981); [61] Manickchand-Heileman *et al.* (1998); [62] González-Navarro com. pers. (2001); [63] Lavaniegos y González-Navarro (1999); [64] De Silva-Dávila (1997); [65] Wiebe *et al.* (1979); [66] Harbison y Gilmer (1976); [67] Martínez-López *et al.* (2001); [68] Lara-Lara y Valdez-Holguín (1988); [69] Álvarez-Borrego y Lara-Lara (1991); [70] Reyes-Salinas (1999); [71] Cruz-Ayala (1996); ND: dato no disponible.

los registros de campo originales están expresados en $\text{ml}\cdot\text{m}^{-2}$ (E. González-Navarro, comunicación personal, 2003)³, fue necesario transformar las unidades de densidad considerando que $1 \text{ ml} = 0.172 \text{ g}$ de peso seco y que 1 g de peso seco = 4 g de peso húmedo (Brinton *et al.*, 1986). La biomasa de fitoplancton proviene de estimaciones hechas entre 1993 y 1995, expresadas originalmente en $\text{mgCl}\cdot\text{m}^{-2}$ (Martínez-López *et al.*, 2001). Esta información se transformó y se estandarizó considerando dos supuestos: 1) cuando los nutrientes son escasos por la estratificación de la columna de agua (verano-otoño), la relación $C/\text{Cl} = 60$, en tanto que bajo condiciones de mezcla (invierno-primavera), la columna se enriquece de nutrientes y por lo tanto la relación $C/\text{Cl} = 25$ (Parsons *et al.*, 1984; Martínez-López *et al.*, 2001); y 2) 1 g de peso fresco equivale a 0.06 g C (Manickchand-Heileman *et al.*, 1998). Los valores de P/B se estimaron considerando que esta relación es equivalente a la tasa instantánea de mortalidad total (Z) en condiciones de equilibrio (Allen, 1971). Para la mayor parte de los grupos de peces explotados comercialmente se empleó el método de Beverton y Holt, que provee un estimado de Z a partir de los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy (K , L_{∞} , y W_{∞}) y de las longitudes media y de primera captura (L_{med} y L_C) (Sparre y Venema, 1997, pp. 151-152) que se obtuvieron de muestreos de campo y se complementaron con el trabajo de Rodríguez-Medrano (1990). En el caso de los grupos de peces que no están sujetos a explotación comercial, se consideró que $Z = M$, donde M es la tasa instantánea de mortalidad natural y se utilizó la fórmula empírica de Pauly (1980) en la que se establece una relación entre M , L_{∞} , K y la temperatura ambiental promedio (T°). En este estudio se

³ González-Navarro, E. Laboratorio de Zooplancton. Departamento de Biología Marina. Universidad Autónoma de Baja California Sur. Apdo. Post. 18. 23080 La Paz, B.C.S. México.

utilizó $T^\circ = 25^\circ\text{C}$ para aquellos organismos que habitan en la zona superficial de la columna de agua (<40 m de profundidad) y $T^\circ = 17^\circ\text{C}$ para los que habitan la zona profunda (Lavín *et al.*, 1997). Para el resto de los grupos, los valores de P/B o Z se obtuvieron directamente de la literatura pertinente (Tabla III). Los valores de Q/B en peces se estimaron mediante la fórmula empírica de Palomares y Pauly (1989), que relaciona el consumo con T° , W_∞ y la cobertura de la aleta caudal obtenidos de la base de datos de *Fishbase* (Froese y Pauly, 2003). En el caso de los grupos de invertebrados, Q/B se estimó a partir de diferentes relaciones empíricas reportadas por Brey (1999). Dado que la composición de dietas (DC_{ji}) es un parámetro que debe conocerse para todos los grupos del modelo, bajo el supuesto de masa balanceada, basta conocer tres de los otros cuatro parámetros de entrada (B , P/B , Q/B y EE) para que *Ecopath* calcule el parámetro desconocido (Christensen y Pauly, 1992). En este sentido, siempre que se dispuso de la información suficiente, se dejó que el programa estimara la EE de cada grupo.

II.3.4 Balance del Modelo

Considerando que la composición de las dietas es la fuente de mayor incertidumbre en este tipo de modelos (Christensen y Pauly, 1996), el balance de masas se hizo mediante pequeños ajustes en las proporciones de las dietas hasta alcanzar la condición en que $EE < 1$ para todos los grupos (Christensen y Pauly, 1992). Una vez cubierto este primer criterio de selección, se evaluó la consistencia del modelo a través del análisis del índice de eficiencia bruta (P/Q), tomando como referencia que el valor que puede adquirir esta relación en la naturaleza oscila entre 0.05 y 0.30 y guarda una relación inversamente proporcional con la talla máxima que cada especie alcanza en su fase adulta (Christensen *et*

al., 2004). Otro elemento que se usó para evaluar la consistencia del modelo fue la tasa de respiración por unidad de biomasa (R/B), considerando que este índice debe ser mayor en los grupos activos que en los pasivos (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002).

Dado que, desde el punto de vista termodinámico, este primer balance representa sólo una de varias posibles soluciones, se evaluó la incertidumbre inherente de los parámetros de entrada, a través de una rutina de remuestreo tipo Monte Carlo llamada *Ecoranger* (Christensen y Pauly, 1996). Esta rutina permitió probar distintos valores de los parámetros básicos de entrada (B , P/B , Q/B y DC_{ji}) asumiendo una distribución uniforme, con un coeficiente de variación del 20%. *Ecoranger* se corrió hasta obtener 10,000 modelos positivos (es decir con todos los $EE_i < 1$) y se seleccionó el que produjo la mínima suma de residuales.

II.3.5. Análisis del Ecosistema

Con el modelo seleccionado, se aplicó el análisis de tramas tróficas propuesto por Ulanowicz (1986) para evaluar las propiedades del ecosistema, a partir de cuatro índices: Total de Flujos del Sistema (T), Ascendencia (A), Capacidad de Desarrollo (C) y Costos del Sistema (Φ). También se estimó el flujo de biomasa que pasa a través de cada grupo y su nivel trófico fraccional, calculado según Odum y Herald (1975). Para evaluar la eficiencia de transferencia entre niveles tróficos sucesivos y las principales rutas de reciclaje en el ecosistema, el modelo fue agregado en niveles tróficos discretos, *sensu* Lindeman (1942). Por otra parte, se calcularon los impactos tróficos cruzados mediante la matriz de Leontief (1951), desarrollada por Ulanowicz y Puccia (1990). Para evaluar el estado de las pesquerías en el contexto del ecosistema, se analizaron las tasas de explotación estimadas a

partir de las tasas de mortalidad de cada grupo que forma parte de las capturas comerciales. También se analizó la variación anual del nivel trófico promedio de las capturas en el período 1992-2001.

II.4. Modelo Trófico: Dinámica Temporal

II.4.1. Estructura del Modelo Dinámico

Para evaluar diferentes escenarios de explotación en el ecosistema *BALAP*, se utilizó el modelo trofodinámico de simulación *Ecosim*, que re-expresa las ecuaciones lineales de *Ecopath* como ecuaciones diferenciales y permite evaluar la dinámica del ecosistema a partir de cambios en la mortalidad por pesca de los distintos grupos funcionales (Walters *et al.*, 1997). La ecuación básica del modelo es:

$$\frac{dB_i}{dt} = f(B_i) - M_0 B_i - F_i B_i - \sum_{j=1}^N c_{ij}(B_i, B_j)$$

donde dB_i/dt es el cambio en la biomasa (B) del grupo i durante el intervalo de tiempo dt ; $f(B_i)$ es una función de B_i que cambia según el grupo de que se trate: i) en el caso de un productor primario $f(B_i) = r_i \cdot B_i / (1 + B_i \cdot h_i)$ donde r_i es la máxima proporción P/B que se alcanza cuando B_i es muy pequeña, r_i/h_i es la máxima producción primaria neta cuando B_i es muy grande (no es limitante) y para su parametrización se utilizó un valor de $r_i/(P_i/B_i) = 2$; ii) en el caso de un consumidor $f(B_i) = g_i \sum_{j=1}^n c_{ji}(B_i, B_j)$ donde g_i es la eficiencia trófica bruta del grupo i , $c_{ji}(B_i, B_j)$ es una función que permite predecir el consumo del grupo i a partir de la tasa específica de consumo (c_{ji}) sobre cada una de sus presas j , de la probabilidad de encuentro con sus presas, de su grado de saciedad y de su capacidad de

manipular presas; M_o es la otra mortalidad natural, diferente a la que se da por depredación; F_i es la mortalidad por pesca del grupo i ; $c_{ij}(B_i, B_j)$ es una función que permite estimar las pérdidas del grupo i por efecto de la depredación a partir de la tasa específica de consumo de cada depredador j (c_{ij}), de la probabilidad de encuentros de i con sus depredadores j , del grado de saciedad de sus depredadores y de su capacidad para manipular presas (Walters *et al.*, 1997; Christensen *et al.*, 2004).

II.4.2. Control del Flujo de Biomasa

Con *Ecosim* es posible modelar tanto el control *del fondo hacia arriba* como el control *del tope hacia abajo*, basado en el concepto de arena de forrajeo el cual asume que las presas no son vulnerables en todo momento (Christensen y Walters, 2004). En este sentido, las presas se dividen en dos componentes: uno vulnerable y otro no vulnerable y se considera que existe una tasa de intercambio entre estos componentes. El control *del tope hacia abajo* se puede simular haciendo que la tasa de intercambio sea alta, lo que significa que gran parte de la biomasa de las presas es vulnerable a la depredación. En contraste, el control *del fondo hacia arriba* se simula con una tasa de intercambio baja, lo cual limita la cantidad de presas que son vulnerables a la depredación. La ecuación que permite evaluar el tipo de control influye directamente en la tasa de producción $f(B_i)$ de la siguiente forma:

$$c_{ij}(B_i, B_j) = \frac{a_{ij} v_{ij} B_i B_j}{2v_{ij} + a_{ij} B_j} \quad (4)$$

donde a_{ij} es la tasa instantánea de mortalidad de la presa B_i causada por una unidad de biomasa del depredador B_j y v_{ij} es la máxima tasa de mortalidad instantánea que B_j puede

ejercer sobre B_i y representa también la tasa de intercambio entre la fases vulnerable e invulnerable (Walters *et al.*, 1997; Christnensen *et al.*, 2004).

II.4.3. Evaluación del Máximo Rendimiento Sostenible (MRS) por Grupo.

A través de *Ecosim* se realizaron una serie de simulaciones de largo plazo (más de 100 años) para estimar el MRS y la mortalidad por pesca que se requiere para alcanzar dicho nivel de capturas (F_{MRS}) de cada grupo. Estos dos parámetros se estimaron manteniendo constante la biomasa de todos los otros grupos en el ecosistema, por lo que se considera una estimación a nivel monoespecífico y no propiamente multiespecífico. Los valores de MRS y F_{MRS} estimados de esta forma se utilizaron como puntos de referencia para correr algunos escenarios de simulación que se describen más adelante.

II.4.4. Escenarios de Simulación

Cada escenario consistió de un número variable de simulaciones de 100 años a partir de las cuales se registraron las salidas de cada grupo después de 1, 10 y 100 años de simulación y referidas más adelante como salidas de corto, mediano y largo plazo. A menos que se aclare otra cosa, todos los escenarios se corrieron con $v_{ij} = 2$, lo que implica un control de flujo intermedio (Christensen *et al.*, 2004). A continuación se detalla cada uno de los escenarios que se probaron:

Escenario 1: Se desarrolló para evaluar el comportamiento del huachinango ante distintos niveles de explotación. En este escenario se varió única y exclusivamente la mortalidad por pesca (F) del huachinango (tanto juveniles como adultos). Los otros recursos se mantuvieron al mismo nivel de explotación que se estimó con el modelo *Ecopath*. Con el volumen de capturas registrado en cada nivel de F al final de 100 años se construyó la curva de equilibrio.

Escenario 2: El diseño fue similar al del escenario 1, con la única diferencia de que se eliminó la mortalidad por pesca de juveniles de huachinango, es decir, $F = 0$. La respuesta del huachinango ante los escenarios 1 y 2 fue comparada con la respuesta que se observó a través de un modelo poblacional bajo las mismas condiciones de F (Díaz-Uribe *et al.*, 2004).

Escenario 3: Se desarrolló para evaluar el efecto que la propia pesquería de demersales con anzuelos tiene sobre las capturas del huachinango. Al igual que en el escenario 1, se evaluó la respuesta del huachinango ante distintos niveles de explotación, pero en esta ocasión, bajo el criterio de variar proporcionalmente la mortalidad de los recursos que se capturan en la misma pesquería de anzuelos. Los resultados obtenidos en este escenario se compararon con los resultados obtenidos en el escenario 1.

Escenario 4: Se desarrolló para evaluar el efecto que la pesquería de arrastre de camarón tiene sobre la pesquería del huachinango. Se trabajó igual que en el escenario 3, aunque en esta ocasión, bajo dos condiciones diferentes: una, eliminando la pesquería de arrastre por completo y la segunda, incrementando el esfuerzo de la flota camaronera, hasta alcanzar la F_{MRS} del camarón, que es el grupo objetivo de la pesquería. Es importante aclarar que la variación en el esfuerzo de la flota implicó una variación directamente proporcional en la mortalidad incidental que se ejerce sobre la fauna de acompañamiento del camarón.

Escenarios 5, 6, 7 y 8: Se desarrollaron para evaluar el efecto de las otras pesquerías sobre la pesca del huachinango. En consecuencia estos escenarios son similares al escenario 4 pero aplicados a las otras pesquerías que operan en el ecosistema. En el escenario 5 se varió el esfuerzo de la pesca con redes tomando como referencia la F_{MRS} de los demersales

de arena. En el escenario 6 se varió el esfuerzo de la pesca con palangres, cuya F_{MRS} de referencia fue la del tiburón. En el escenario 7 se varió el esfuerzo de la pesca con poteras tomando como referencia la F_{MRS} del calamar. En el escenario 8 se varió el esfuerzo de la pesca con buceo y se tomó como referencia la F_{MRS} de la almeja chocolata.

Escenario 9: Se desarrolló para evaluar el efecto de la pesca del huachinango sobre los recursos más importantes que se explotan dentro del ecosistema. En este sentido, se hizo variar el esfuerzo de la pesca con anzuelos dentro del intervalo que abarca la curva de equilibrio del huachinango y se estimó el rendimiento de cada recurso con cada nivel de esfuerzo aplicado. Los resultados se compararon con las curvas de equilibrio que resultaron de evaluar el MRS por grupo.

Escenarios 10 y 11: Se diseñaron para evaluar el efecto del control del flujo sobre las capturas del huachinango. Estos dos escenarios son básicamente iguales al escenario 1, excepto que en el escenario 10 se aplicó una tasa de intercambio $v_{ij} = 1$ en todos los grupos, para simular un control *del fondo hacia arriba*. En el escenario 11, se aplicó una tasa $v_{ij} = 4$ de manera general a todos los grupos para simular un control *del tope hacia abajo*.

III. Resultados

III.1. Modelo Poblacional

III.1.1. Parámetros Básicos

El intervalo de longitudes observado en las capturas comerciales fue de 10 – 99 cm LT, lo cual corresponde a un intervalo de 1.5 a 31 años de edad. Los grupos de edad 1 y 2 años no están totalmente reclutados a la pesquería y los organismos mayores de 20 años representan menos del 0.5% de la abundancia de la población (Figura 2a). La frecuencia acumulada de tallas de los adultos mostró que la talla de primera madurez está en 33 cm LT (Figura 2b), la cual corresponde a 3.4 años de edad. Para el análisis de simulación, se consideró que $t_m = t_c = 3$ años y que la edad máxima es de 20 años. No se consideró ningún grupo adicional para el análisis de simulación.

La estructura de edades mostró dos pendientes diferentes, la mayor de ellas se presentó entre los 3 y 7 años de edad (Figura 2a). Dado que M se consideró constante, los cambios en la pendiente se atribuyen a F , lo cual significa que los organismos más jóvenes del *stock* explotable están sujetos a una mayor presión de pesca que los de mayor edad. Dado que la proporción $F_{>7} / F_{3-7} = 0.36$, en el modelo de simulación se consideró esta diferencia asignando $S_a = 0.36$ en la Ecuación 2, cuando $a > 7$ años.

De acuerdo con las encuestas realizadas, en el área de estudio existen alrededor de 140 embarcaciones que se dedican a la pesca del huachinango. Durante la temporada de pesca (abril – noviembre) cada embarcación realiza en promedio, un viaje diario, por lo cual se estima que durante 1999, se realizaron entre 21,000 y 28,000 viajes de pesca. Las encuestas también mostraron que el costo promedio por viaje es de US\$37 (con intervalo de

US\$16 a US\$74) y el precio de playa del huachinango depende del tamaño individual: US\$2.32 por kg para los organismos pequeños (0.35 – 1 kg) y US\$1.27 por kg para los organismos más grandes. El resto de los parámetros ajustados se muestran en la Tabla IV.

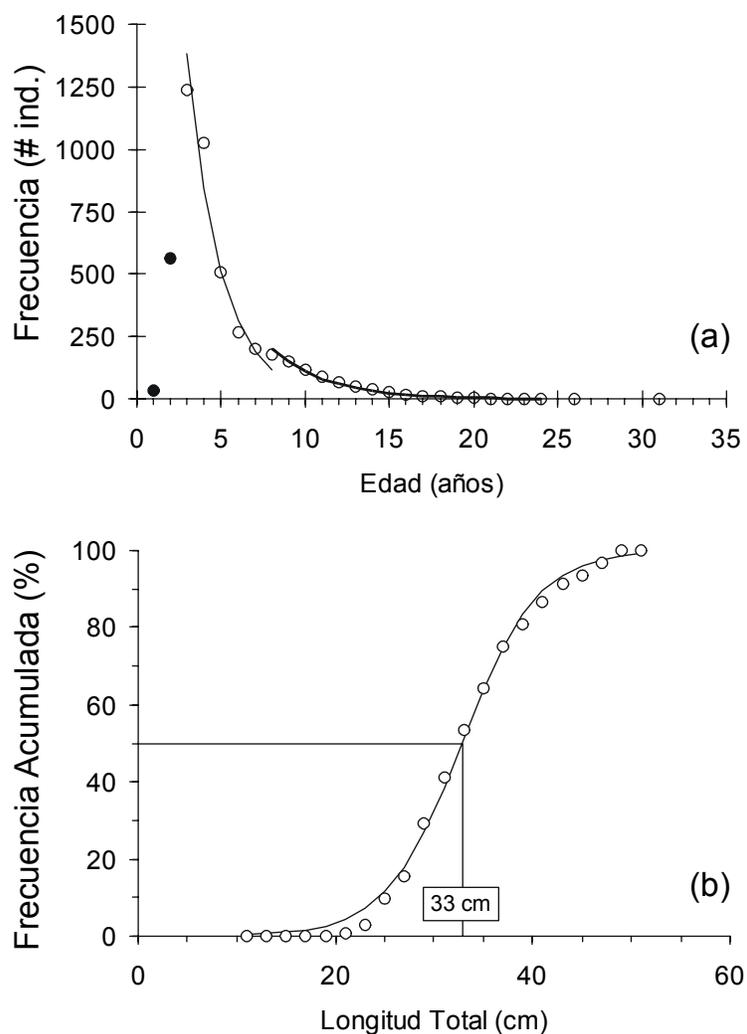


Figura 2. (a) Frecuencia de edades del huachinango en las capturas de la flota artesanal (círculos blancos). Se muestran las líneas ajustadas para los grupos de 3 a 7 años de edad (línea cortada) y para los grupos de 8 años de edad en adelante (línea continua). (b) Frecuencia acumulada de organismos maduros por intervalo de longitud. Se muestra la longitud de primera madurez estimada.

Tabla IV. Parámetros del modelo poblacional de la pesquería del huachinango. Se proporcionan los intervalos utilizados en la simulación estocástica.

Proceso	Parámetros	Intervalos	Fuente
Edad 1ª Captura	$t_c = 3$ años	Constante	Este estudio
Edad 1ª Madurez	$t_m = 3$ años	Constante	Este estudio
Crecimiento	$L_\infty = 97.3$ cm $k = 0.111$ year ⁻¹ $t_o = -0.316$ year	93.8 – 100.9 0.103 – 0.119 (-0.428) – (-0.204) Intervalo: $\alpha=0.05$	Rocha-Olivares (1998)
Relación L-P	$a = 1.613 \times 10^{-5}$ $b = 2.938$	$1.316 \times 10^{-5} - 1.910 \times 10^{-5}$ 2.921 – 2.955 Intervalo: $\alpha=0.05$	TL (cm) vs. PT (kg) Este estudio
Mortalidad	$M = 0.201$	0.167 – 0.235 Intervalo: Max-Min Según ecuaciones empíricas	$M_1 = 1.5$ k (Jensen 1997) $M_2 = -0.0666 + 2.52$ k (Ralston 1987) $M_3 = e^{-0.0152 \times L_\infty - 0.0279 \times k} \times 0.6543 \times T^{0.463}$ (Pauly 1980) with $T = 17$ °C
Reclutamiento	$a' = 1.319 \times 10^6$ $b' = 0.197 \times 10^6$ $\sigma^2 = 0.3425$	Error de Proceso $\ln(R_{\text{calc}}) + w$ donde $w \sim N(0, \sigma^2)$	Este estudio
Capturabilidad	$q = 1.823 \times 10^{-5}$	$1.562 \times 10^{-5} - 2.083 \times 10^{-5}$ Intervalo: Max-min Según variación viajes pesca	Este estudio
Precio	$\pi = 2.32$ US\$/kg (small fish) $\pi = 1.27$ US\$/kg (large fish)	Constante Constante	3 a 5 años (~0.35 a 1 kg) Este estudio Mayores de 5 años (> 1 kg) Este estudio
Costos	$\omega = 35$ US\$/viaje	Constante	Este estudio

III.1.2. Calibración del Modelo de Simulación

Con base en los parámetros básicos, la serie histórica de capturas (1978-2000) sólo pudo simularse dentro del intervalo $0 \leq f \leq 0.45$. Por lo tanto el modelo de simulación fue calibrado con $f = 0.5f_{\text{max}} = 0.225$ año⁻¹ y la mortalidad por pesca estimada para el año 2000 se utilizó en los escenarios de simulación como $F_{\text{CUR}} = 0.177$ año⁻¹ (Figura 3).

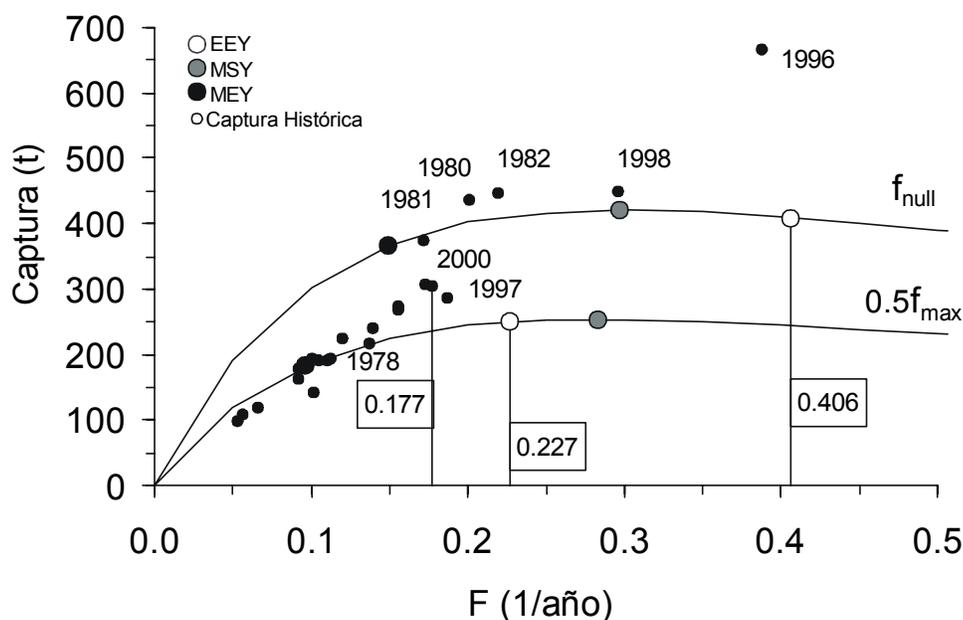


Figura 3. Valores de F calibrados con la serie histórica de capturas 1978-2000 (círculos negros pequeños). Como marco de referencia, se muestran las curvas de equilibrio a dos niveles de mortalidad incidental de juveniles (f_{null} y $0.5f_{max}$).

III.1.3. Puntos de Referencia

Las simulaciones de equilibrio mostraron que cuando la mortalidad incidental de juveniles se incrementa de f_{null} a $0.5f_{max}$ los puntos de referencia MRE , MRS y REE se reducen en un 45% y se alcanzan con una menor tasa de mortalidad por pesca (Figura 3). De esta forma, los escenarios de equilibrio económico se corrieron con $F_{REE} = 0.227 \text{ año}^{-1}$ cuando $f = f_{null}$ y $F_{REE} = 0.406 \text{ año}^{-1}$ cuando $f = 0.5 f_{max}$.

El modelo ajustado a la serie histórica mostró que las capturas entre 1978-2000 estuvieron directamente relacionadas con la mortalidad por pesca. La mayor parte de las capturas fueron $\leq 320 \text{ t/año}$ y se ubicaron entre las curvas de equilibrio estimadas por el modelo. Las capturas $> 375 \text{ t/año}$ registradas en 1980, 1982 y 1996, 1998, se ubicaron por

encima de las curvas de equilibrio y pueden interpretarse como eventos extraordinarios (Figura 3).

III.1.4. Análisis de Simulación

Cuando $f = 0.5 f_{max}$ el análisis de simulación mostró que en los dos niveles de F probados, el comportamiento de la pesquería es muy similar. En promedio, el volumen de capturas simuladas se mantiene similar al de la serie histórica ($P < 0.05$), en tanto que la razón B/C y la biomasa del stock tienden a decrecer (Figura 4). Cuando $f = f_{null}$ el comportamiento de la pesquería difiere entre cada nivel de F probado. Si se deja que la mortalidad por pesca se incremente hasta $F = F_{REE}$, el volumen de capturas promedio podría duplicarse en el corto plazo, pero en el largo plazo, la razón B/C y la biomasa se reducen significativamente ($P < 0.05$), en tanto que la tasa de capturas se incrementa significativamente a un 20-25 % de la biomasa total ($P < 0.05$). Si la mortalidad por pesca se mantiene al nivel de $F = F_{CUR}$, el estado de la pesquería mejora, ya que el volumen de capturas se incrementa significativamente en un 50% ($P < 0.05$). La razón B/C y la biomasa del *stock* tienden también a incrementarse entre un 20-30% aunque en este caso el incremento no es estadísticamente significativo ($P > 0.05$).

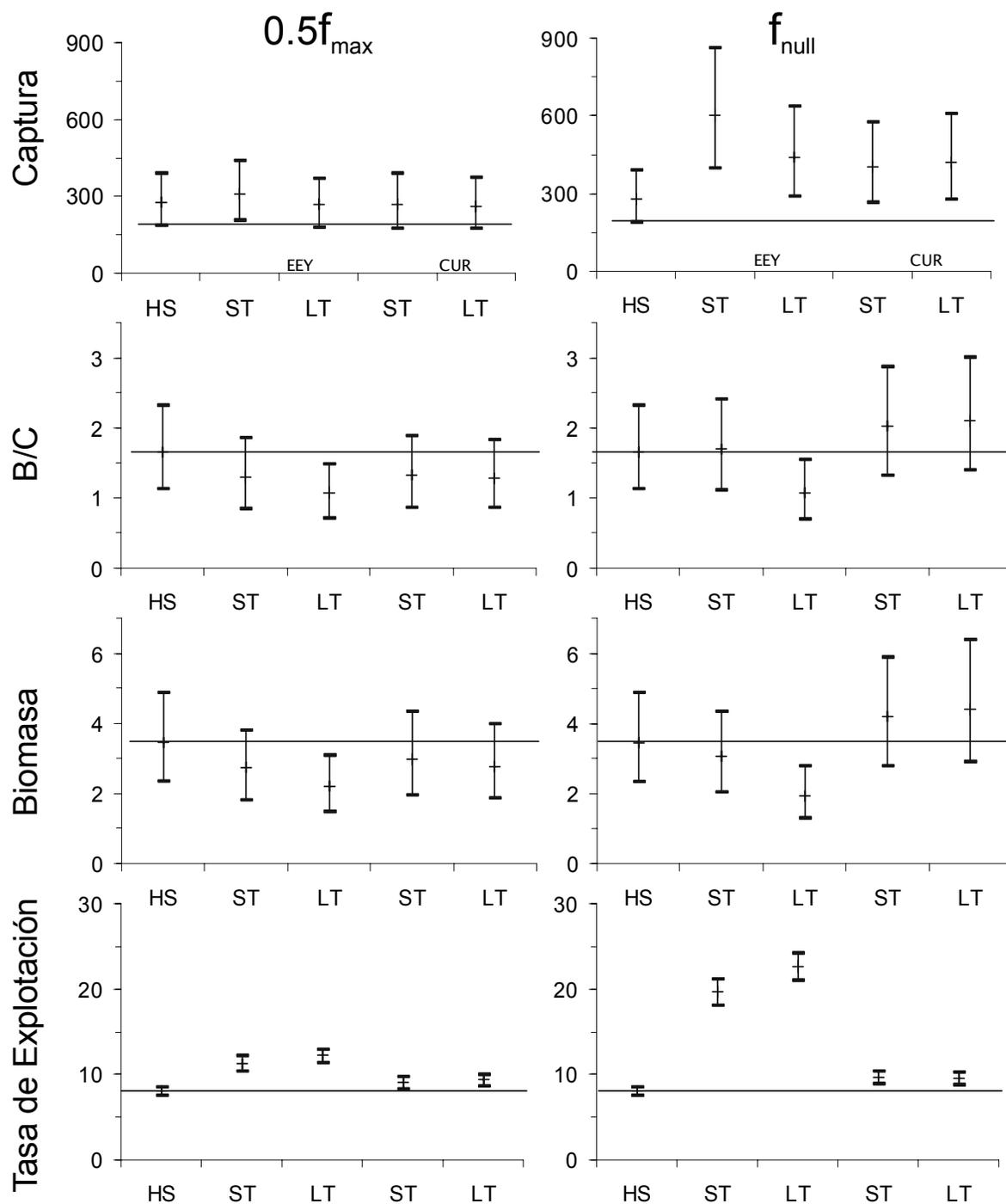


Figura 4. Salidas de las simulaciones estocásticas: Volumen de capturas (t), proporción B/C , Biomasa ($t \times 1000$) y tasa de captura (%). Se presentan los valores promedio y los intervalos del 95% de confianza de las 600 simulaciones hechas en cada escenario. Para cada escenario se muestran los resultados del corto plazo (ST) y del largo plazo (LT) y se comparan con el promedio de la serie histórica (HS).

III.2. Modelo Trófico: Balance de Masas

III.2.1. Parametrización y Balance del Modelo

De acuerdo con la literatura revisada, la investigación generada en torno al ecosistema *BALAP* tiene una amplia cobertura en los distintos niveles tróficos, desde productores primarios hasta depredadores tope (Tabla III). Existe una amplia cobertura en el análisis de dietas de peces que habitan el ecosistema, sin embargo, son escasos otros temas de estudio y por lo tanto, no toda la información disponible es útil para el análisis de flujos de biomasa. Se carecen de estimaciones de abundancia, tasas de mortalidad y tasas de consumo de la mayor parte de los recursos de importancia comercial. Existen estudios de crecimiento individual de varios recursos comerciales dentro del ecosistema *BALAP*, cuyos parámetros se utilizaron para estimar las tasas de mortalidad. Para estimar las tasas de consumo, fue necesario utilizar distintas relaciones empíricas (Tabla III). De esta forma, se dejó que *Ecopath* estimara la abundancia de los recursos de importancia comercial, bajo el supuesto de que $EE_i = 0.95$, es decir, que la mayor parte de su biomasa se consume en la trama trófica o se exporta. Los parámetros de entrada que permitieron obtener el primer modelo balanceado y los que minimizaron los residuales se muestran en las tablas V y VI.

Los índices P/Q y R/B estimados después de balancear el modelo, están inversamente relacionados con el tamaño corporal (Figura 5). La razón R/B presenta una amplia variabilidad en la que se pueden identificar tres grupos. El primero lo conforman los mamíferos marinos y el calamar, con las tasas de respiración más altas dentro de los grupos de mayor talla. El segundo grupo lo conforman pelágicos mayores y medianos, el jurel y el tiburón, con tasas intermedias de respiración y en el tercer grupo tenemos el resto de los grupos.

Tabla V. Parámetros de entrada del modelo trófico obtenidos del balance inicial y del balance con *Ecoranger*. Los números entre paréntesis fueron estimados por *Ecopath*.

Grupo	Inicial				Ecoranger			
	B (t·km ⁻²)	P/B (año ⁻¹)	Q/B (año ⁻¹)	EE	B (t·km ⁻²)	P/B (año ⁻¹)	Q/B (año ⁻¹)	EE
1. Aves Marinas	0.002	[0.934]	10.380	[0.196]	[0.002]	[0.770]	[8.640]	[0.184]
2. Lobo Marino	0.007	[1.576]	19.700	[0.166]	[0.008]	[1.655]	[20.660]	[0.148]
3. Rorcuales	0.205	[3.197]	26.639	[0.003]	[0.243]	[3.377]	[26.055]	[0.002]
4. Delfines	0.015	[1.278]	18.250	[0.096]	[0.016]	[1.234]	[18.583]	[0.078]
5. Huachinango/J	[0.065]	0.426	8.276	0.950	[0.073]	[0.372]	[7.841]	[0.972]
6. Huachinango/A	[0.201]	0.331	3.000	0.950	[0.195]	[0.326]	[2.480]	[0.902]
7. Estacuda	[0.119]	0.210	2.900	0.950	[0.124]	[0.188]	[3.445]	[0.953]
8. Tiburón	[0.038]	1.050	9.700	0.950	[0.034]	[1.235]	[9.163]	[0.870]
9. Cabrilla	[0.065]	0.417	3.900	0.950	[0.069]	[0.411]	[3.134]	[0.924]
10. Jurel	[0.045]	1.360	9.000	0.950	[0.047]	[1.183]	[7.719]	[0.971]
11. Pierna	[0.092]	0.310	4.100	0.950	[0.078]	[0.356]	[4.577]	[0.963]
12. Cazón	[0.041]	0.440	5.300	0.950	[0.044]	[0.445]	[5.127]	[0.883]
13. Pargo	[0.052]	0.480	5.400	0.950	[0.064]	[0.395]	[4.839]	[0.928]
14. Cochi	[0.109]	0.750	5.100	0.950	[0.110]	[0.766]	[4.455]	[0.902]
15. Perico	[0.089]	0.890	12.000	0.950	[0.083]	[0.953]	[13.639]	[0.903]
16. Pelágicos Menores	[3.886]	2.440	14.900	0.950	[3.989]	[2.414]	[14.772]	[0.928]
17. Pelágicos Medianos	[0.254]	2.080	11.640	0.950	[0.214]	[2.391]	[13.940]	[0.917]
18. Pelágicos Mayores	[0.031]	0.320	6.800	0.950	[0.030]	[0.302]	[6.381]	[0.940]
19. Demersales de Arena	[1.536]	0.600	5.500	0.950	[1.311]	[0.711]	[5.209]	[0.905]
20. Demersales de Arrecife	[1.293]	0.510	8.000	0.950	[1.378]	[0.482]	[8.636]	[0.959]
21. Demersales Profundidad	[4.053]	1.320	12.000	0.950	[4.381]	[1.163]	[10.123]	[0.924]
22. Calamar Gigante	[0.283]	5.419	47.820	0.950	[0.287]	[5.473]	[43.896]	[0.909]
23. Almeja Chocolate	[0.085]	2.121	10.604	0.950	[0.075]	[2.196]	[12.661]	[0.936]
24. Camarón	[0.300]	4.068	25.733	0.950	[0.289]	[3.435]	[23.624]	[0.917]
25. Bentos de Arena	[3.642]	2.350	10.604	0.950	[2.500]	[2.691]	[11.944]	[0.968]
26. Bentos de Arrecife	[3.363]	2.120	8.500	0.950	[3.966]	[2.111]	[7.216]	[0.917]
27. Zooplancton	6.601	21.550	119.700	[0.942]	[5.953]	[24.005]	[116.898]	[0.838]
28. Zooplancton Gelatinoso	2.050	30.700	118.445	[0.932]	[2.392]	[31.805]	[140.178]	[0.718]
29. Fitoplancton	6.316	361.561	-	[0.102]	[6.645]	[357.330]	-	[0.224]
30. Algas de Arena	0.819	20.142	-	[0.830]	[0.924]	[22.866]	-	[0.627]
31. Algas de Arrecife	3.179	6.168	-	[0.765]	[3.203]	[6.108]	-	[0.745]
32. Detritus	-	-	-	[0.107]	-	-	-	[0.223]

Tabla VI. Matriz depredador-presa del modelo trófico *BALAP* después de correr la rutina *Ecoranger*.

Prey \ Predador	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	28	
1. Aves Marinas								0.001																					
2. Lobo Marino								0.006																					
3. Rorcuales								0.004																					
4. Delfines								0.005																					
5. Huachinango -Juv				0.006				0.019		0.036							0.002												
6. Huachinango -Adu				0.006				0.014		0.030							0.004												
7. Estacuda				0.006				0.017		0.032																			
8. Tiburón				0.006						0.038																			
9. Cabrilla	0.068			0.007				0.018		0.041																			
10. Jurel	0.001	0.049		0.007				0.019	0.009	0.032								0.127											
11. Pierna				0.006				0.016		0.036																			
12. Cazón	0.014			0.005				0.002		0.040																			
13. Pargo	0.017			0.006				0.015		0.038																			
14. Cochi				0.007				0.015	0.052	0.033	0.025						0.010	0.026											
15. Perico				0.006				0.013	0.044	0.030	0.026						0.013												
16. Pelágicos Menores	0.601	0.181	0.114	0.007	0.338	0.064	0.488	0.133	0.436	0.528	0.096	0.039	0.022				0.519	0.331	0.048	0.019		0.412							
17. Pelágicos Medianos	0.020	0.043		0.013			0.042	0.120	0.017	0.340		0.084	0.050				0.049	0.326											
18. Pelágicos Mayores				0.006						0.030																			
19. Demersales Arena	0.181	0.046		0.011	0.120			0.131	0.043	0.037		0.071	0.151				0.052	0.003	0.012										
20. Demersales Arrecif.	0.072			0.018				0.094	0.114	0.025		0.107	0.359				0.078	0.021	0.009	0.010									
21. Demersales Prof.		0.541		0.006	0.012	0.107				0.064	0.042						0.051				0.358								
22. Calamar Gigante		0.044		0.758	0.458	0.130	0.304		0.070	0.005							0.133	0.094			0.029								
23. Almeja Chocolate				0.028				0.014		0.050	0.043	0.016					0.005	0.010											
24. Camarón	0.013			0.031	0.013		0.041	0.015	0.023		0.060	0.054	0.014				0.013	0.006	0.107										
25. Bentos de Arena	0.010	0.097		0.027		0.193	0.015	0.012		0.465	0.067	0.057	0.013				0.013	0.005	0.289	0.010	0.056		0.262	0.048					
26. Bentos de Arrecife				0.024			0.011	0.250		0.063	0.211	0.907	0.177				0.006	0.116	0.429							0.034			
27. Zooplancton	0.001	0.664		0.211	0.055					0.374						0.301	0.075	0.063	0.108	0.486	0.089	0.353		0.275	0.068	0.090			
28. Zooplancton Gel.		0.206		0.319	0.412											0.113	0.032	0.017	0.036	0.234							0.051		
29. Fitoplancton		0.015														0.259	0.006	0.017	0.066	0.069	0.005	0.338	0.207	0.312	0.084	0.469	0.515		
30. Algas de Arena																		0.114	0.075					0.095	0.305				
31. Algas de Arrecife											0.050	0.823						0.019	0.176					0.084	0.310				
32. Detritus																0.327		0.178	0.071	0.212	0.050	0.309	0.531	0.186	0.198	0.391	0.485		

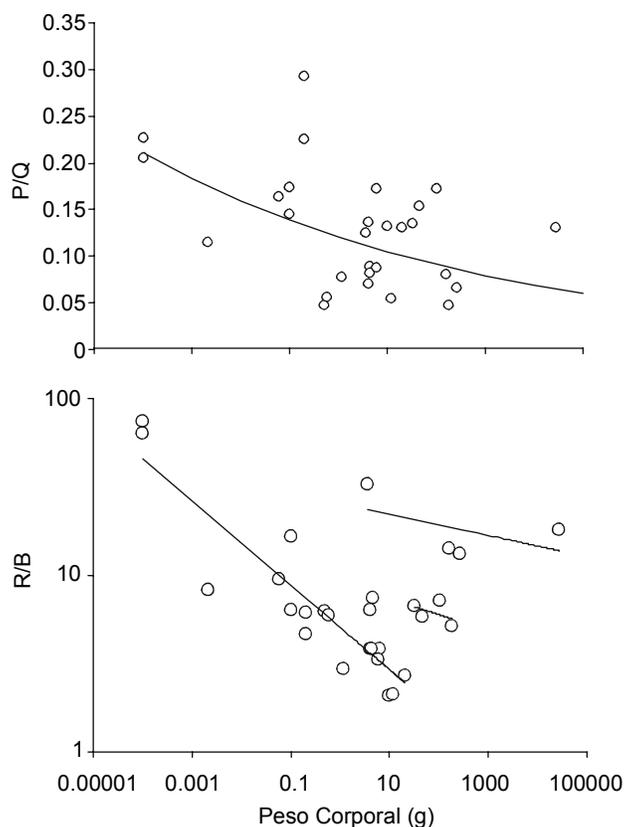


Figura 5. Variación de los índices P/Q y R/B con respecto al tamaño corporal individual, según estimaciones hechas con el modelo trófico.

Los intervalos de confianza calculados a partir de *Ecoranger* resultaron en estimaciones de biomasa cuyos coeficientes de variación oscilaron entre 16% en tiburones y 31% en pelágicos mayores. Estos intervalos evidenciaron que con el primer ajuste se sobrestimaron las biomásas de jurel y de bentos de arrecife, lo que significa que el primer modelo representa una situación poco probable desde el punto de vista termodinámico (Figura 6).

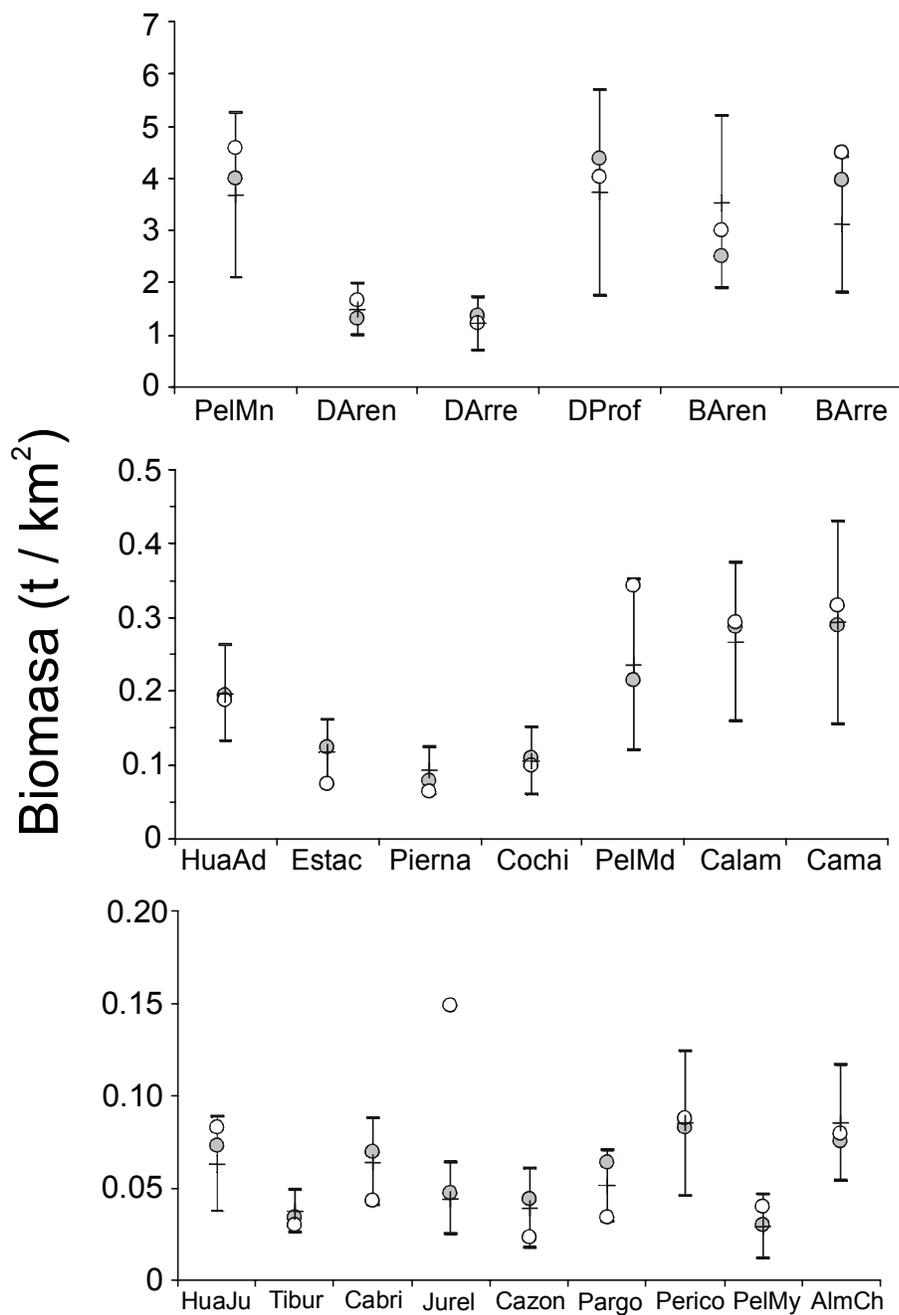


Figura 6. Intervalos de las biomazas estimadas durante la rutina Ecoranger. El círculo blanco indica el valor estimado en el primer balance. El círculo gris indica el valor que minimiza la suma de cuadrados y que resulta de la rutina Ecoranger. Se muestran los valores por nivel de abundancia: (a) muy abundantes, (b) abundantes y (c) poco abundantes.

III.2.2. Propiedades del Ecosistema

El flujo total de biomasa en el ecosistema suma alrededor de $5,800 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$. El 21% se consume en la trama trófica, el 29% es exportado básicamente como capturas comerciales, el 13% se disipa por respiración y el 37% fluye al detritus (Tabla VII). El 4.1% del flujo total de biomasa se recicla a través del detritus. Dos índices clave relacionados con la madurez del ecosistema (Ulanowicz, 1986) son: la proporción entre P/R que en este caso es mayor a 1, y la Ascendencia que representa el 34% de la Capacidad de Desarrollo. La eficiencia bruta de las pesquerías en el ecosistema es relativamente baja, esto es, el cociente (CT/PP) entre capturas totales (CT) y producción primaria (PP) es de 0.03%. El nivel trófico promedio de las capturas es de 2.9 y la producción primaria requerida (PPR) para sostener las capturas equivale al 6.6% de la producción primaria neta (Tabla VII).

III.2.3. Estructura Trófica

La integración de la información en el modelo trófico resultó en una estructura compleja en forma de trama. El fitoplancton y las macroalgas junto con el detritus, se ubican en la base de la trama trófica (nivel 1), cuyos flujos de materia y energía llegan en tres o cuatro etapas hasta los depredadores tope como delfines, tiburones o pelágicos mayores, lo cual le confiere a estos grupos, niveles tróficos alrededor de 4. La agregación del sistema resultó en siete niveles tróficos discretos, lo que permite un análisis más simple de los flujos del ecosistema (Figura 7). El 54% de los flujos que entran a la trama trófica se originan con los productores primarios, el resto (46%) proviene del detritus. La eficiencia de transferencia entre los niveles tróficos disminuye de 12.2% en el nivel II a 6.5% en el nivel VII, lo que significa una eficiencia promedio de 10.8% para todo el sistema.

Tabla VII. Índices y estadísticas del ecosistema BALAP comparados con otros ecosistemas.

Flujos y Ciclos	Unidades	BALAP	Mar Cantábrico ^a	Benguela del Norte ^b	Mar Caribe (Boca Paila) ^c	Mar Caribe (Mahahual) ^c	Golfo de California ^d	Huizache-Caimanero ^e	Golfo de México ^f
Consumo	(t·km ⁻² ·año ⁻¹)	1,247.0	2.0	3.6	16.4	4.4	1.8	1.6	1.5
Exportaciones	(t·km ⁻² ·año ⁻¹)	1,673.3	1.9	2.7	2.3	0.5	0.04	0.004	0.0002
Respiración (R)	(t·km ⁻² ·año ⁻¹)	742.4	1.3	2.3	16.7	4.5	2.2	1.5	1.5
Flujos al Detritus	(t·km ⁻² ·año ⁻¹)	2,154.3	1.7	2.6	5.3	1.6	0.1	1.6	2.2
Flujo Total del Sistema (FTS)	(t·km ⁻² ·año ⁻¹)	5,817.0	1.7	2.8	8.3	2.3	0.7	1.1	1.3
Flujos reciclados (sin detritus)	(t·km ⁻² ·año ⁻¹)	65.6	ND	8.7	ND	ND	4.9	ND	0.5
Índice de Reciclaje	% de FTS	4.3	ND	2.6	ND	ND	2.0	ND	0.4
Flujos reciclados (con detritus)	(t·km ⁻² ·año ⁻¹)	236.0	ND	6.5	ND	ND	1.6	2.8	3.2
Índice de reciclaje de Finn	% de FTS	4.1	ND	2.3	ND	ND	2.2	2.4	2.8
Producción y Biomasa									
Producción total (PT)	(t·km ⁻² ·año ⁻¹)	2,671.0	2.2	2.8	7.6	2.0	0.8	1.6	1.9
Producción primaria neta (PP)	(t·km ⁻² ·año ⁻¹)	2,415.1	2.0	2.6	6.6	1.7	0.7	1.6	1.9
Producción neta del sistema	(t·km ⁻² ·año ⁻¹)	1,672.7	2.3	2.7	2.1	0.5	0.04		2.1
Biomasa total (sin detritus) (BT)	(t·km ⁻²)	38.7	4.5	9.8	26.3	8.6	1.6	12.6	2.7
Proporciones									
PP/R	adimensional	3.3	4.9	3.6	1.3	1.3	1.0	3.4	4.1
PP/BT	año ⁻¹	62.4	27.7	16.2	15.6	12.5	27.4	7.8	44.5
BT/FTS	Años	0.007	0.017	0.023	0.021	0.025	0.015	0.073	0.014
Índices									
Índice de Conectancia	adimensional	0.238	0.318	0.301	ND	ND	0.245	0.300	0.360
Índice de Omnivoría del Sistema	adimensional	0.214	0.268	0.117	ND	ND	0.332	0.254	0.160
Capacidad del Sistema (C)	bits-flujo	18,790.2						23,316	
			ND	ND	ND	ND	11,463.0		ND
Ascendencia (A)	% of C	34	ND	32	ND	ND	29	29	ND
Costos Fijos (Φ)	% of C	66	ND	68	ND	ND	71	71	ND
Contenido de Información	Bits	1.099	ND	ND	ND	ND	0.727	0.935	
Pesquerías									
Capturas totales (CT)	(t·km ⁻² ·año ⁻¹)	0.828	11.633	3.400	1.250	9.960	4.585	7.4	0.310
Nivel Trófico Promedio (NTP)	adimensional	2.90	3.66	3.10	3.45	3.34	2.87	2.49	3.53
Eficiencia Bruta (CT/PP)	%	0.034	0.240	0.055	0.008	0.240	0.265	0.194	0.007
PP requerida para capturas (PPRc)	(t·km ⁻² ·año ⁻¹)	160.1	1,775.9	246.6	ND	ND	ND	ND	312.5
PPRc/PP	adimensional	0.066	0.366	0.043	ND	ND	ND	ND	0.067

(a): Sánchez y Olaso (2004); (b): Heymans *et al.* (2004); (c): Arias-González *et al.* (2004); (d): Arreguín-Sánchez *et al.* (2002); (e): Zetina-Rejón *et al.* (2003); (f): Manickchand-Heileman *et al.* (1998). ND: Dato no disponible. Área sombreada: valores que indican la proporción del valor estimado con respecto al valor del ecosistema BALAP.

Tabla VIII. Distribución de flujos ($t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$) de cada grupo funcional en niveles tróficos discretos.

GROUP	NT	Nivel Trófico Discreto						
		I	II	III	IV	V	VI	VII
1. Aves Marinas	3.69	-	-	0.009	0.008	0.002	-	-
2. Lobo Marino	3.82	-	-	0.054	0.088	0.013	0.002	-
3. Rorcuales	3.14	-	0.096	5.697	0.521	0.012	-	-
4. Delfines	4.34	-	-	0.044	0.137	0.112	0.007	-
5. Huachinango/J	3.30	-	-	0.439	0.120	0.013	0.001	-
6. Huachinango/A	3.73	-	-	0.257	0.124	0.099	0.004	-
7. Estacuda	3.66	-	-	0.209	0.176	0.039	0.003	-
8. Tiburón	4.15	-	-	0.072	0.151	0.079	0.009	0.001
9. Cabrilla	3.47	-	-	0.133	0.076	0.008	0.001	-
10. Jurel	3.96	-	-	0.124	0.166	0.065	0.011	0.001
11. Pierna	3.33	-	-	0.269	0.082	0.004	-	-
12. Cazón	4.06	-	-	0.072	0.099	0.040	0.011	0.001
13. Pargo	3.59	-	-	0.163	0.121	0.020	0.002	-
14. Cochi	3.07	-	0.024	0.429	0.035	0.003	-	-
15. Perico	2.20	-	0.928	0.186	0.013	0.001	-	-
16. Pelágicos Menores	2.46	-	34.536	23.402	0.987	-	-	-
17. Pelágicos Medianos	3.66	-	0.019	1.544	1.144	0.258	0.013	-
18. Pelágicos Mayores	4.17	-	-	0.046	0.088	0.045	0.010	0.001
19. Demersales de Arena	2.89	-	2.267	3.508	0.953	0.098	0.003	-
20. Demersales de Arrecife	2.70	-	4.667	6.674	0.536	0.026	-	-
21. Demersales Prof.	2.79	-	12.437	30.713	1.200	-	-	-
22. Calamar Gigante	3.50	-	0.719	6.044	5.599	0.227	-	-
23. Almeja Chocolate	2.41	-	0.614	0.316	0.019	-	-	-
24. Camarón	2.36	-	5.045	1.273	0.488	0.029	-	-
25. Bentos de Arena	2.38	-	21.235	8.141	0.480	-	-	-
26. Bentos de Arrecife	2.12	-	26.603	1.903	0.112	-	-	-
27. Zooplancton	2.15	-	657.171	38.745	-	-	-	-
28. Zooplancton Gel.	2.00	-	335.338	-	-	-	-	-
29. Fitoplancton	1.00	2,374.388	-	-	-	-	-	-
30. Algas de Arena	1.00	21.137	-	-	-	-	-	-
31. Algas de Arrecife	1.00	19.562	-	-	-	-	-	-
32. Detritus	1.00	2,153.739	-	-	-	-	-	-
33. Descartes	1.00	0.609	-	-	-	-	-	-
TOTAL	2.90	4,569.435	1,101.699	130.466	13.523	1.193	0.077	0.004

NT: Nivel Trófico

Números en negrita: grupos que aportan el 50% de los flujos de cada nivel trófico discreto (por columna)

Celdas sombreadas: grupos que suman el 90% de los flujos de cada nivel trófico.

III.2.4. Impactos Tróficos

Los grupos que causan los impactos positivos, ya sean directos o indirectos, en la mayor parte del ecosistema son el detritus, el fitoplancton y las algas que se ubican en la base de la trama trófica (Figura 8). Es decir, la biomasa de estos grupos está directamente relacionada con la biomasa de la mayor parte de los grupos considerados en el modelo. En la parte intermedia de la trama trófica, los pelágicos menores conforman otro grupo que causa impactos positivos en la mayor parte del ecosistema. Los impactos negativos que los depredadores causan a sus presas son en general, más localizados ya que los efectos más significativos no van más allá de las presas que conforman su dieta. Los grupos que causan los impactos negativos más notables son el tiburón, el cazón y el calamar. La depredación que ejercen los peces demersales, tanto de arrecife como de arena, sobre el bentos resulta en un impacto positivo sobre las algas, a pesar de que éstas también forman parte de su dieta.

Las flotas pesqueras, de acuerdo con este análisis, se comportan como un depredador con impactos negativos muy localizados. La pesca con palangres ejerce su mayor impacto sobre el tiburón y la pesca con buceo libre sobre la almeja chocolata. La pesca con redes y la de calamar tienen impactos apenas perceptibles sobre sus presas objetivo. La pesca con anzuelos tiene su mayor efecto sobre tres grupos de las zonas profundas: el huachinango, la estacuda, y la pierna. En contraste, la pesca de arrastre ejerce un impacto positivo sobre el camarón, que es su presa objetivo. Esto se debe a que los demersales de arena, principal grupo depredador del camarón, reciben un impacto negativo por parte de la flota de arrastre. De esta forma, la remoción del depredador causa un impacto positivo más fuerte en el camarón que el impacto negativo que causa su captura.

Grupos Impactados

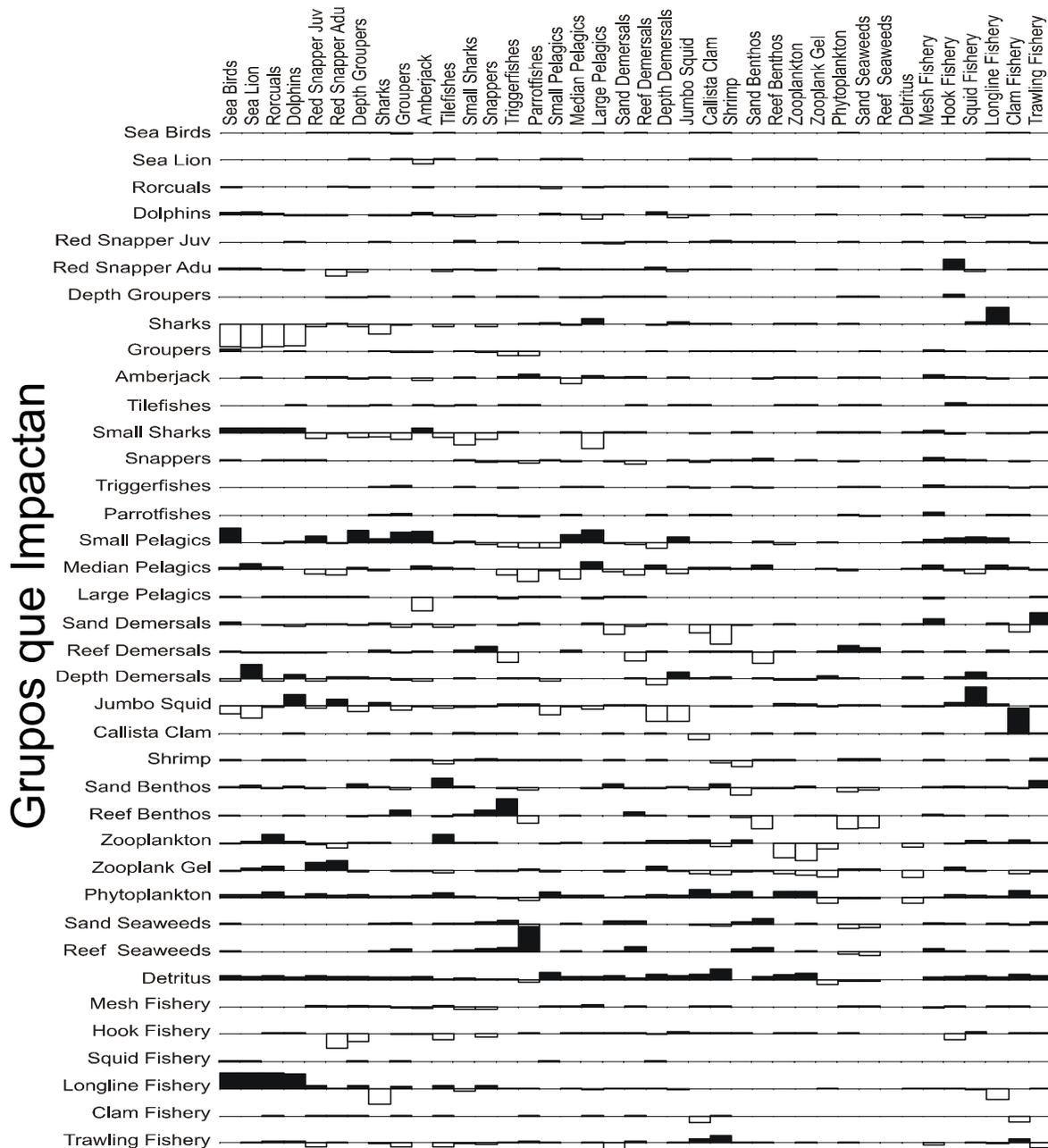


Figura 8. Impactos tróficos combinados, que muestran los efectos relativos, directos e indirectos, del incremento en biomasa de un grupo sobre los otros. Los impactos positivos se representan con barras negras. Los impactos negativos se representan con barras blancas.

Otro hecho importante es que no se observan interacciones negativas significativas entre las distintas pesquerías, sin embargo, la flota de arrastre afecta negativamente a otros grupos, como el huachinango y la cabrilla que son objetivo de otras pesquerías.

III.2.5. Las Pesquerías en el Ecosistema

Las tasas de explotación (F/Z) estimadas con las salidas del modelo (Tabla IX), indican que los recursos con mayor presión de pesca en el ecosistema *BALAP* son el tiburón y el huachinango con $F/Z > 0.50$. La pierna, los demersales de arena, la estacuda y el pargo se encuentran en segundo orden de explotación con $0.3 \leq F/Z \leq 0.50$. El resto de los recursos están sujetos a una baja intensidad de pesca con $F/Z < 0.3$. En general, las flotas artesanales representan la mayor proporción de F/Z en cada recurso, excepto para el huachinango juvenil, la cabrilla, el cochito, los demersales de arena y de arrecife y el bentos de arena. En los casos de los demersales de profundidad y el camarón, la flota camaronera es la única fuente de mortalidad por pesca. Los desembarcos de las flotas artesanales mostraron que la importancia relativa de cada recurso es diferente a la que se observa en los desembarcos de la flota camaronera, lo cual se reflejó en el nivel trófico promedio: 3.35 para las flotas artesanales y 2.77 para la camaronera (Tabla IX).

En la serie histórica que abarca de 1992 a 2001, el nivel trófico promedio de los desembarcos de las flotas artesanales fue variable (Figura 9a). En los primeros años se observan oscilaciones con una tendencia a permanecer alrededor de 3.35, sin embargo, en los últimos tres años de la serie, el nivel trófico de las capturas presentó una tendencia descendente, alcanzando su mínimo valor (3.2) en 2000. Esta variación refleja los cambios que se dan en la composición de las capturas, los cuales pueden resumirse con los cambios observados en la proporción de los cuatro principales recursos en las capturas (Figura 9b).

En 1992 las capturas se componían principalmente de almeja chocolate (28%) y tiburón (23%), en tanto que el huachinango y la estacuda constituían poco menos del 10% de las capturas cada uno. Después de 10 años, las proporciones de tiburón y estacuda en las capturas disminuyeron de manera sostenida hasta alcanzar en 2001 menos del 6% y menos del 1% respectivamente. En contraste, el huachinango incrementó su proporción en las capturas, de 9% a 34% en el mismo período. La almeja chocolate presentó un descenso a la mitad del período, pero en los últimos años la tendencia ha sido a recuperar la proporción que presentó al inicio de la serie histórica.

Tabla IX. Intensidad de pesca de cada pesquería en el ecosistema *BALAP*.

Grupo Funcional	C (t·km ⁻² ·año ⁻¹)				F (año ⁻¹)			F/Z		
	NT	PE	A	Total	PE	A	Total	PE	A	Total
Huachinango -Juv	3.30	0.001	0.004	0.005	0.013	0.051	0.064	0.034	0.138	0.172
Huachinango -Adu	3.73	0.033	-	0.033	0.167	-	0.167	0.512	-	0.512
Estacuda	3.66	0.007	0.001	0.008	0.057	0.008	0.065	0.303	0.043	0.346
Tiburón	4.15	0.025	0.001	0.026	0.742	0.030	0.772	0.601	0.024	0.625
Cabrilla	3.47	0.004	0.005	0.009	0.052	0.066	0.118	0.128	0.160	0.287
Jurel	3.96	0.006	-	0.006	0.118	-	0.118	0.100	-	0.100
Pierna	3.33	0.007	0.005	0.012	0.089	0.063	0.152	0.249	0.178	0.427
Cazón	4.06	0.004	0.001	0.005	0.106	0.027	0.133	0.239	0.060	0.299
Pargo	3.59	0.006	0.002	0.008	0.095	0.032	0.126	0.239	0.080	0.319
Cochi	3.07	0.004	0.004	0.008	0.037	0.037	0.073	0.048	0.048	0.095
Perico	2.20	0.002	-	0.002	0.023	-	0.023	0.024	-	0.024
Pelágicos Menores	2.46	0.008	0.006	0.014	0.002	0.002	0.004	0.001	0.001	0.002
Pelágicos Medianos	3.66	0.018	0.012	0.030	0.085	0.057	0.142	0.036	0.024	0.059
Demersales Arena	2.89	0.006	0.389	0.395	0.005	0.296	0.301	0.006	0.417	0.423
Demersales Arrecife	2.70	0.002	0.015	0.017	0.001	0.011	0.012	0.003	0.022	0.025
Demersales Prof.	2.79	-	0.020	0.020	-	0.005	0.005	-	0.004	0.004
Calamar Gigante	3.50	0.018	-	0.018	0.061	-	0.061	0.011	-	0.011
Almeja Chocolate	2.41	0.036	0.001	0.037	0.483	0.013	0.496	0.220	0.006	0.226
Camarón	2.36	-	0.058	0.058	-	0.200	0.200	-	0.058	0.058
Bentos de Arena	2.38	0.001	0.115	0.116	0.000	0.046	0.046	0.0001	0.017	0.017
Bentos de Arrecife	2.12	0.002	-	0.002	0.001	-	0.001	0.0005	-	0.0005
TOTAL		0.190	0.639	0.829	0.010	0.033	0.043	0.005	0.018	0.023
NT prom		3.35	2.77	2.90						

NT: nivel trófico; C: volumen de capturas; F: mortalidad por pesca; F/Z: tasa de explotación; PE: pesquerías de pequeña escala; A: pesquerías de arrastre.

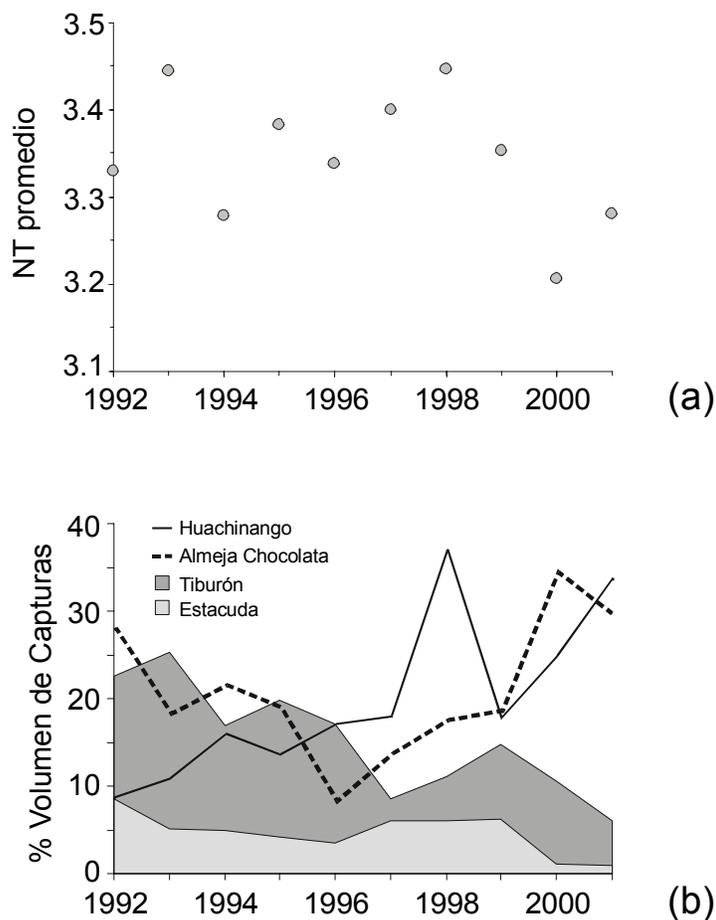


Figura 9. Nivel trófico promedio (a) y proporción de los principales recursos pesqueros en las capturas (b) durante la serie histórica 1992-2001 en el ecosistema *BALAP*.

III.3. Modelo Trófico: Dinámica Temporal

III.3.1. Puntos de Referencia y Estado de Explotación en el Ecosistema

Los puntos MRS , evaluados para cada uno de los recursos en el ecosistema, revelan que los principales recursos que explotan las flotas artesanales están en su máximo rendimiento o muy próximos de alcanzarlo (Tabla X). Particularmente el tiburón, es el único recurso cuya mortalidad por pesca promedio es mayor que la mortalidad por pesca requerida para alcanzar el MRS (i.e. $F_{PROM} > F_{MRS}$). El huachinango y la pierna son recursos

que están prácticamente al tope de explotación, ya que su F_{PROM} está muy próxima a la F_{MRS} ($F_{PROM}/F_{MRS} > 0.9$) y por lo tanto, la captura promedio está muy cercana al MRS ($C_{PROM}/C_{MRS} > 0.98$). Aunque la estacuda y el pargo están en un nivel de explotación menor ($0.75 < F_{PROM}/F_{MRS} < 0.9$), su volumen de capturas está muy cercano a su MRS ($C_{PROM}/C_{MRS} > 0.92$). La almeja chocolata también puede considerarse próxima a su MRS ($C_{PROM}/C_{MRS} > 0.8$) a pesar de que su nivel de explotación es relativamente bajo ($F_{PROM}/F_{MRS} < 0.6$).

Tabla X. Nivel de explotación de los principales recursos tomando como referencia el MRS .

Grupo	F (año ⁻¹)			C (t·km ⁻² ·año ⁻¹)		
	PROM	MRS	PROM/ MRS	PROM	MRS	PROM/ MRS
Huachinango -Juv	0.064	0.452	0.142	0.005	0.019	0.268
Huachinango -Adu*	0.167	0.182	0.918	0.033	0.033	0.989
Estacuda	0.065	0.074	0.878	0.008	0.008	0.965
Tiburón	0.772	0.702	1.100	0.026	0.027	0.959
Cabrilla**	0.118	0.161	0.733	0.009	0.009	1.000
Jurel	0.118	0.455	0.259	0.006	0.012	0.482
Pierna	0.152	0.166	0.916	0.012	0.012	1.000
Cazón	0.133	0.270	0.493	0.005	0.008	0.640
Pargo	0.126	0.166	0.759	0.008	0.009	0.928
Cochi	0.073	0.248	0.294	0.008	0.017	0.464
Perico	0.023	0.305	0.075	0.002	0.014	0.146
Pelágicos Menores	0.004	0.872	0.005	0.014	1.753	0.008
Pelágicos Medianos	0.142	1.117	0.127	0.030	0.133	0.225
Demersales Arena	0.301	0.382	0.788	0.395	0.421	0.938
Demersales Arrecife	0.012	0.241	0.050	0.017	0.180	0.095
Demersales Prof.	0.005	0.423	0.012	0.020	1.059	0.019
Calamar Gigante	0.061	4.959	0.012	0.018	0.863	0.021
Almeja Chocolata	0.496	0.847	0.586	0.037	0.044	0.837
Camarón	0.200	1.201	0.167	0.058	0.201	0.288

* Se presentan en negrita los recursos que están alrededor de su MRS .

** Los recursos resaltados en gris son recursos cuya tasa de explotación (F/Z) evaluada a partir de *Ecopath*, fue menor a 0.3.

A diferencia de lo que se observó con las tasas de explotación (F/Z) estimadas con *Ecopath*, la cabrilla es un recurso que también debe considerarse al tope de su capacidad, ya que las capturas promedio de este recurso son iguales al MRS ($C_{PROM}/C_{MRS} = 1$) aún cuando su nivel de explotación es relativamente bajo ($F_{PROM}/F_{MRS} < 0.75$). Los demersales de arena son otro grupo cuyas capturas están próximas a su MRS ($C_{PROM}/C_{MRS} > 0.93$) con una mortalidad por pesca moderada ($F_{PROM}/F_{MRS} \sim 0.8$), sin embargo, el principal componente de mortalidad por pesca de este recurso proviene de la flota de arrastre de camarón.

Los puntos de referencia aquí descritos y las curvas de captura asociadas a estos puntos, se tomarán como referencia en análisis posteriores en los que se identificarán como capturas individuales o comportamiento individual.

III.3.2. Modelo Trófico vs. Modelo Poblacional

La curva de equilibrio estimada a partir del escenario 1, en el que se considera la mortalidad incidental de juveniles por parte de la flota de arrastre, indica que el comportamiento de las capturas es muy similar al evaluado con el modelo poblacional bajo las mismas circunstancias, cuando $F \leq 0.2 \text{ año}^{-1}$. Con una mayor intensidad de pesca, el comportamiento de las capturas difiere según el modelo que se utilice. El modelo trófico predice que después de alcanzar el MRS (equivalente a 225 t año^{-1}) con $F = 0.182 \text{ año}^{-1}$, las capturas en equilibrio descienden hasta desaparecer cuando $F = 0.4 \text{ año}^{-1}$. En cambio el modelo poblacional describe sólo un ligero descenso en las capturas después de alcanzar el MRS (equivalente a 254 t año^{-1}) con una $F = 0.283 \text{ año}^{-1}$.

Cuando se elimina la mortalidad incidental de juveniles (escenario 2), la respuesta de los modelos es muy diferente. En el modelo trófico, la curva de equilibrio muestra una

producción ligeramente mayor, de hasta $19 \text{ t}\cdot\text{año}^{-1}$ de diferencia, sólo cuando $F > 0.175 \text{ año}^{-1}$. A una menor intensidad de pesca, la mortalidad de juveniles no produce diferencia significativa en las curvas de equilibrio (Figura 10). En el modelo poblacional, cuando se elimina la mortalidad de juveniles, la curva de equilibrio del huachinango muestra una mayor producción desde el origen hasta alcanzar una diferencia de hasta $167 \text{ t}\cdot\text{año}^{-1}$.

El comportamiento de las capturas en el corto plazo muestra una relación directamente proporcional en relación con F (Figura 10), sin embargo, a través del modelo poblacional la relación presenta una mayor pendiente que la estimada por el modelo trófico.

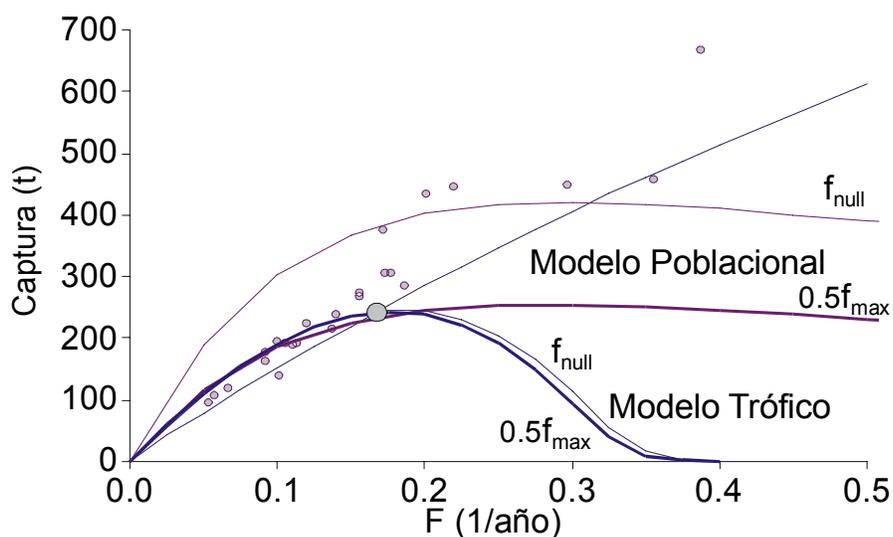


Figura 10. Curvas de equilibrio para la captura de huachinango según las salidas de dos modelos, uno poblacional y otro trófico. Para cada modelo se presenta la curva de equilibrio considerando dos niveles de mortalidad incidental de juveniles (f_{null} y $0.5f_{max}$). Los círculos (modelo poblacional) y la línea recta (modelo trófico) representan el comportamiento de las capturas en el corto plazo.

III.3.3. Capturas de Huachinango en la Pesquería de Demersales con Anzuelos

Las capturas de huachinango estimadas en el escenario 3 son prácticamente iguales a las estimadas en el escenario 1 independientemente del plazo de tiempo de que se trate, lo cual implica que la captura de los otros recursos dentro de la misma pesquería no tiene efecto significativo en las capturas de huachinango (Figura 11).

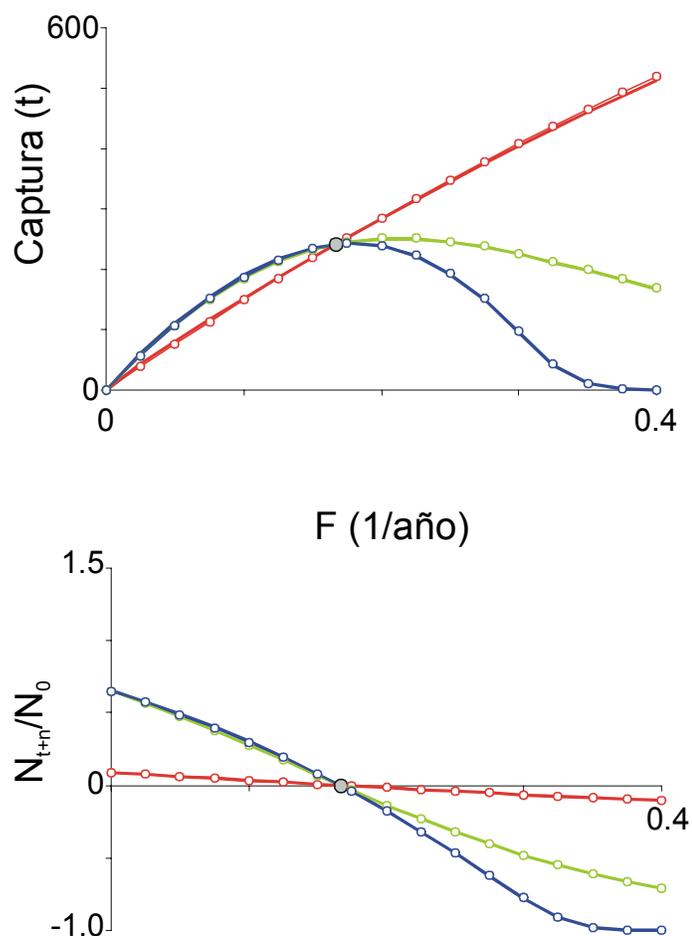


Figura 11. Volumen de captura y proporción de cambio en biomasa del huachinango, obtenidos de los escenarios 1 (líneas sólidas) y 3 (líneas con círculos) que fueron simulados con el modelo trófico. Se presentan los valores estimados en el corto plazo (a un año), representada por la línea roja, en el mediano plazo (a 10 años), representada por la línea verde y en el largo plazo (a 100 años), representada por la línea azul.

El escenario 3 también muestra que la función de la captura con respecto a F es variable y depende del plazo en que se esté evaluando la relación. Para el huachinango, la relación es casi lineal en el corto plazo (al término de un año), en tanto que en el largo plazo (al término de 100 años) la relación es parabólica. En el mediano plazo (al término de 10 años) la función adquiere una forma intermedia que se asemeja más a la parábola del largo plazo (Figura 11). Cuando $F \leq F_{PROM}$, las capturas en el mediano plazo son iguales a las del largo plazo y sólo ligeramente mayores que las capturas del corto plazo. Cuando $F > F_{PROM}$, las capturas en el corto plazo siempre son mayores que las del mediano plazo, que a su vez son mayores que las del largo plazo y la diferencia se incrementa conforme aumenta F . La proporción de cambio en biomasa con respecto a F tiene una función *cuasi* lineal con pendiente negativa en todos los plazos. La diferencia se da en la magnitud de la pendiente. En el corto plazo ésta es muy pequeña, en tanto que en el largo plazo la pendiente es mayor.

III.3.4. Efecto de Otras Pesquerías sobre las Capturas de Huachinango

Las pruebas realizadas a través de los escenarios 4 a 8, mostraron que las otras pesquerías que operan en el ecosistema *BALAP*, tienen efectos sobre las capturas de huachinango, excepto la pesca con buceo, cuya especie objetivo es la almeja chocolate (Figura 12). Aunque estos efectos son imperceptibles en el corto plazo, en el mediano plazo ya se puede ver el sentido de los cambios que se producen. Prácticamente en todos los casos, si se elimina alguna otra pesquería, las capturas de huachinango se mantienen sin cambio significativo, con una variación en su MRS y su F_{MRS} menor al 1%. Solo cuando se elimina la pesca con palangres, cuya especie objetivo es el tiburón, las capturas de huachinango disminuyen en el mediano y largo plazo, de tal forma que su MRS llega a reducirse en un 15% con respecto a las capturas estimadas en el escenario 3.

Cuando cada una de las otras pesquerías se lleva al *MRS* de su especie objetivo, los efectos que se producen en las capturas de huachinango son más variados. Tanto la pesca con arrastre como la pesca con poteras favorecen una reducción en las capturas de huachinango, de tal forma que el *MRS* se reduce en un 15% con la primera y en un 46% con la segunda. En ambos casos la F_{MRS} se reduce también en un 15% (Figura 12). La pesca de demersales con redes en cambio, tiene un impacto positivo sobre las capturas de huachinango, de tal forma que el *MRS* se incrementa en un 18% y la F_{MRS} se incrementa en un 14%. En el caso de la pesca con palangre no existe un efecto significativo en el volumen de capturas de huachinango.

La proporción de cambio en biomasa de huachinango se ve afectada por las otras pesquerías en el mismo sentido que se afecta a las capturas. Es decir cuando se da un efecto positivo en las capturas, la proporción de cambio en biomasa también sufre un efecto positivo y viceversa (Figura 12).

III.3.5. Efecto de la Pesquería de Huachinango sobre la Captura de Otros Recursos

El escenario 9 muestra que cuando la mortalidad por pesca del huachinango se modifica a través del esfuerzo de la pesca con anzuelos, se producen efectos sobre la captura de otros recursos. Principalmente en aquellos recursos que son capturados por la propia pesquería, debido a que sus F 's se correlacionan mutuamente (Figura 13). El caso más evidente es el de la pierna, ya que sus curvas de captura se modifican considerablemente con respecto a su comportamiento individual y el intervalo de F utilizado para evaluar al huachinango ($0 \leq F \leq 0.4$) se correlaciona con la mayor parte del intervalo de F que abarca la curva de equilibrio individual de la pierna.

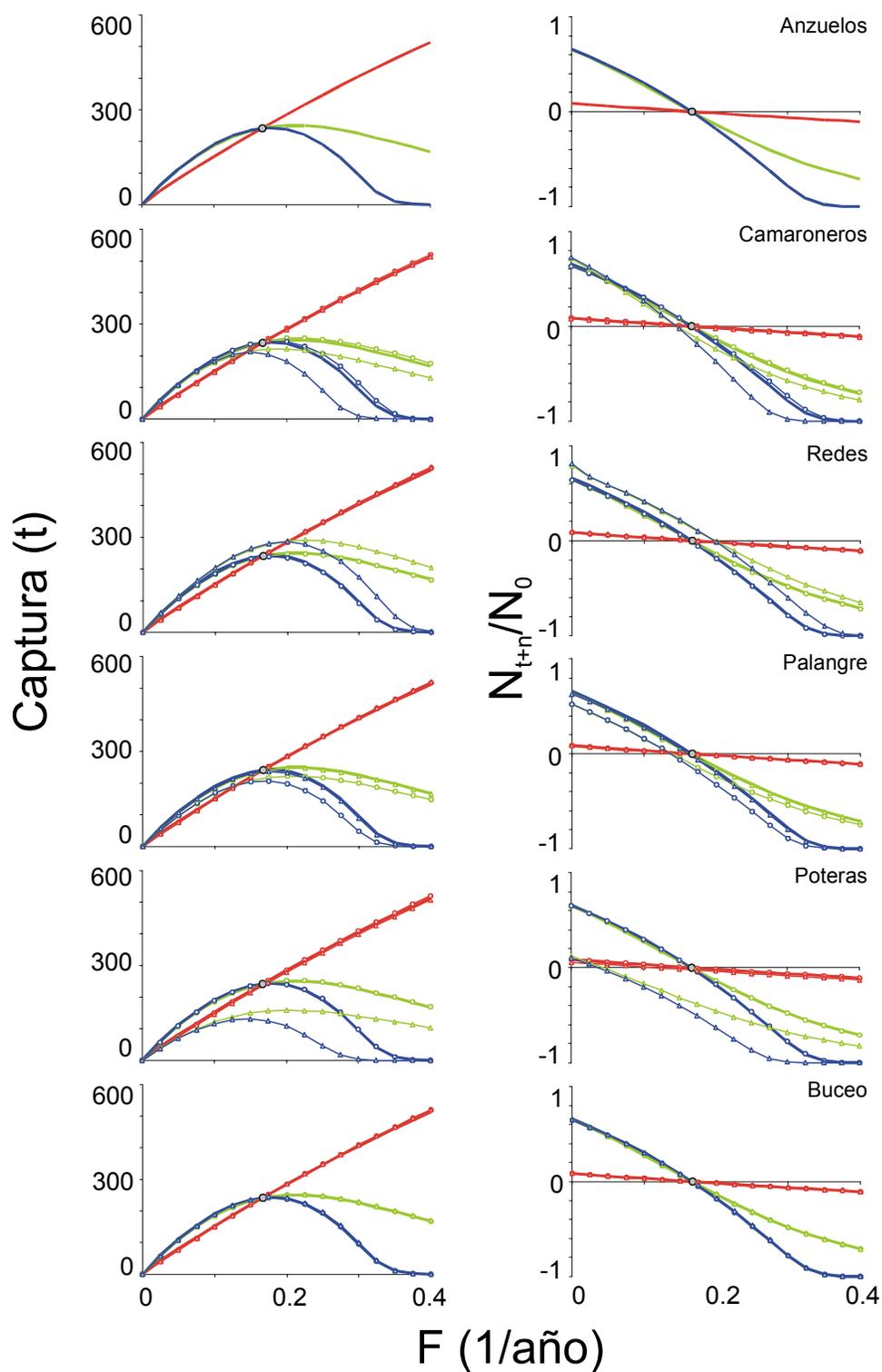


Figura 12. Volumen de captura y proporción de cambio en biomasa del huachinango, según los escenarios 4 al 8. Los valores en el corto, mediano y largo plazo se muestran con las líneas roja, verde y azul respectivamente. Líneas con círculos: escenarios en que cada pesquería se eliminó totalmente. Líneas con triángulos: escenarios en que cada pesquería se llevó a su *MRS*. Las líneas sólidas representan la situación promedio del escenario 1.

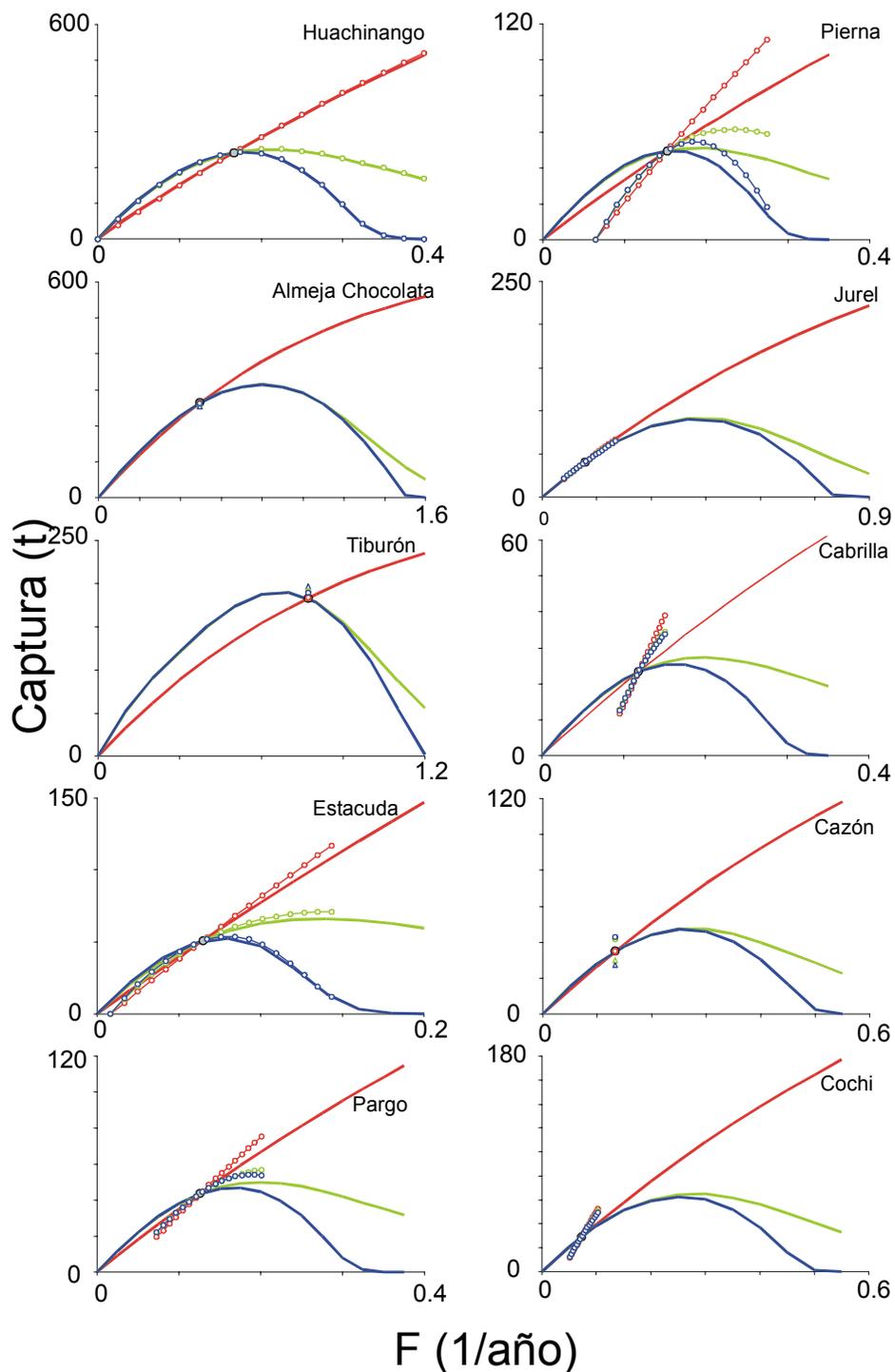


Figura 13. Volumen de captura de los recursos más importantes en el ecosistema *BALAP*. Los valores en el corto, mediano y largo plazo se presentan con las líneas roja, verde y azul respectivamente. Las líneas sólidas representan la situación promedio por especie. Las líneas con círculos representan las curvas que resultan del escenario 9.

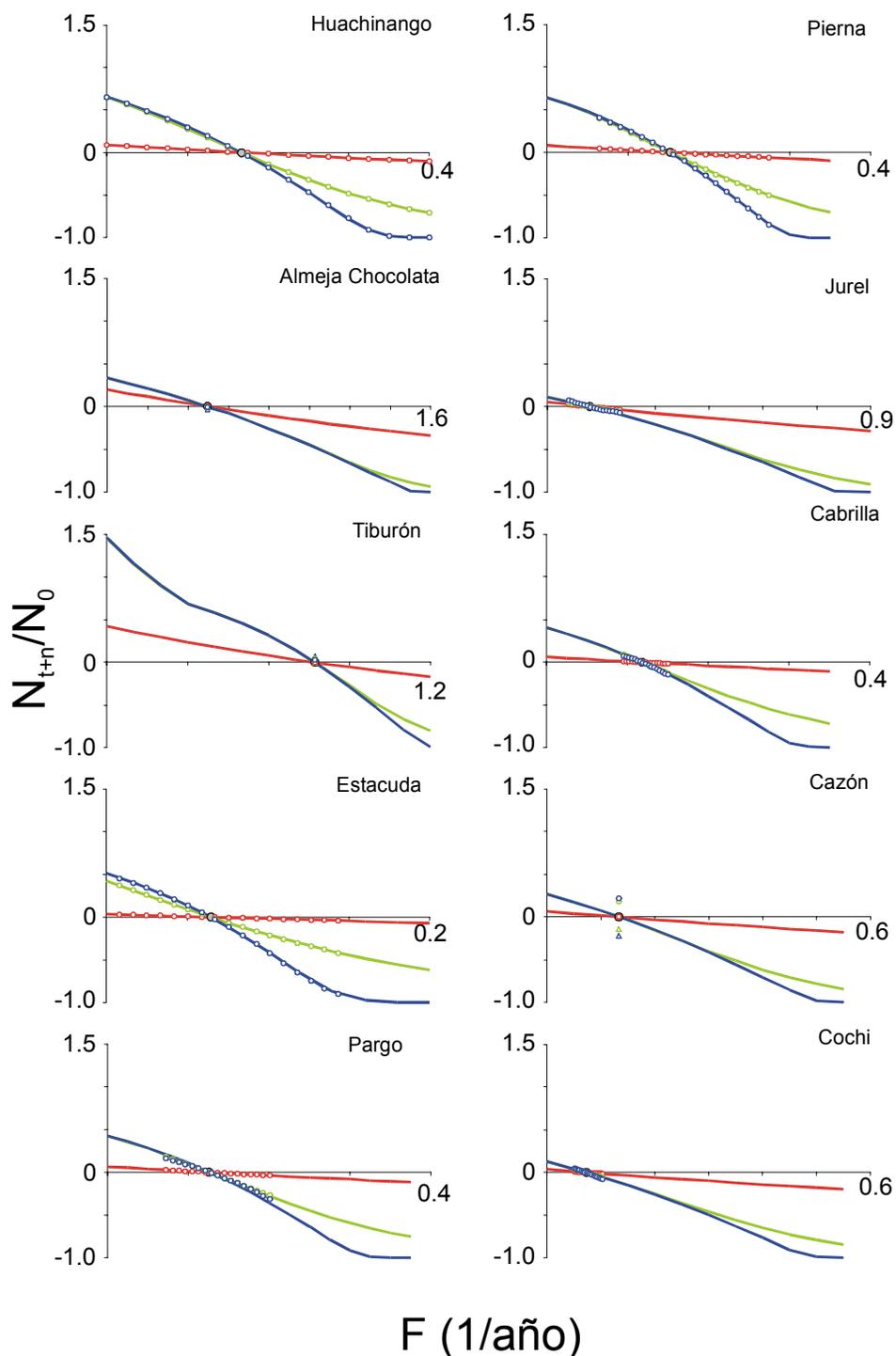


Figura 14. Proporción de cambio en biomasa de los recursos más importantes en el ecosistema *BALAP*. Los valores estimados en el corto, mediano y largo plazo se presentan con las líneas roja, verde y azul respectivamente. Las líneas sólidas representan la situación promedio por especie. Las líneas con círculos representan las curvas que resultan del escenario 9.

En el caso de la estacuda, la modificación de las curvas de captura es menor, sin embargo el intervalo de F en que se correlaciona con la F del huachinango también abarca la mayor parte de la curva de equilibrio. Las curvas de captura del pargo, la cabrilla y el cochito sufren un cambio importante en su pendiente, sin embargo, el intervalo de F en el que se correlacionan con la F del huachinango es menor. Las capturas del tiburón y el cazón muestran una ligera modificación en relación con el nivel de explotación del huachinango, sin embargo, esto ocurre en un solo punto de las curvas de captura, ya que, al formar parte de una pesquería independiente, las F 's del tiburón y el cazón no están correlacionadas con la F del huachinango. En el caso del jurel, la correlación con la F del huachinango ocurre en un intervalo pequeño y sus curvas de captura se mantienen sin modificación significativa con respecto a su comportamiento individual, lo cual sugiere que la explotación del huachinango no tiene un efecto significativo sobre las capturas del jurel. La almeja chocolate es el único recurso que no sufre ningún cambio por efecto de la explotación del huachinango.

A pesar de la variedad de efectos que la explotación del huachinango provoca en las capturas de otros recursos en el ecosistema, el modelo no registra efectos importantes en la biomasa de los otros recursos con respecto a su comportamiento individual (Figura 14).

III.3.6. Efecto del Control del Flujo sobre las Capturas del Huachinango

Los escenarios 10 y 11 mostraron que la interpretación que se haga sobre el estado de la pesquería del huachinango y la capacidad de respuesta de la especie dependen en gran medida del tipo de control en los flujos de biomasa. El ajuste original, con un flujo de control intermedio ($v=2$), muestra que la pesquería del huachinango está prácticamente en su MRS , en tanto que si se simula un flujo *del fondo hacia arriba* ($v=1$), se estima que la

pesquería podría alcanzar un *MRS* mayor y por lo tanto la pesquería todavía estaría por debajo de dicho nivel (Figura 15). En cambio, si se simula un flujo *del tope hacia abajo* ($\nu=4$), la curva de equilibrio se desplaza hacia la izquierda y se hace más estrecha con respecto a la curva de control intermedio ($\nu=2$). Es decir, en este caso, la pesquería del huachinango estaría más allá del *MRS* y por lo tanto, debería considerarse en un estado crítico de sobreexplotación. La respuesta del huachinango en términos de abundancia, también cambia según sea el tipo de control simulado. Con un control intermedio, se estima que la biomasa virgen en el largo plazo, podría ser hasta un 65% mayor que la biomasa estimada en la actualidad y el recurso podría agotarse con una $F = 0.4 \text{ año}^{-1}$. En contraste, cuando se simula un control *del fondo hacia arriba* ($\nu=1$), se estima que la biomasa virgen en el largo plazo es apenas un 10% mayor que la biomasa actual, sin embargo, el recurso es menos sensible al efecto de la pesca ya que aún con una $F= 1 \text{ año}^{-1}$, la población todavía conserva un 20% de la biomasa actual (Figura 15). Cuando se simula un control *del tope hacia abajo* ($\nu=4$), la abundancia del huachinango se hace más sensible a la acción de la pesca, ya que la biomasa virgen en el largo plazo es 160% mayor que la biomasa actual, pero el recurso se agota totalmente con una $F= 0.3 \text{ año}^{-1}$. Es decir, la pendiente de la biomasa a largo plazo, con respecto a la mortalidad por pesca es mucho mayor cuando predomina el control *del tope hacia abajo* ($\nu=4$).

Otra evidencia de la capacidad de respuesta del huachinango se observa en las curvas de mediano plazo. Con el control intermedio ($\nu=2$), tanto en términos de captura como de biomasa, la curva de mediano plazo (10 años), aunque muy próxima, se separa claramente de la curva de largo plazo sólo cuando F se incrementa de su valor actual ($F= 0.167$). Cuando F se reduce, las curvas del mediano y largo plazo son iguales, lo cual indica

que a valores mayores de F , la población tarda más en alcanzar el equilibrio. Con el control *del fondo hacia arriba*, tanto en términos de captura como de biomasa, las curvas de mediano plazo (10 años) son prácticamente iguales a las curvas de largo plazo (100 años), lo que indica que bajo este control de flujo, la población es capaz de alcanzar el equilibrio en un mediano plazo, independientemente del valor de F . Con el control *del tope hacia abajo* ($v=4$), el comportamiento es similar al observado con el control intermedio, excepto que cuando se reduce F , la población tarda más de 10 años en alcanzar el equilibrio. Una característica importante en todos estos escenarios es que en el corto plazo (1 año), la respuesta de la población es la misma, independientemente del tipo de control de que se trate.

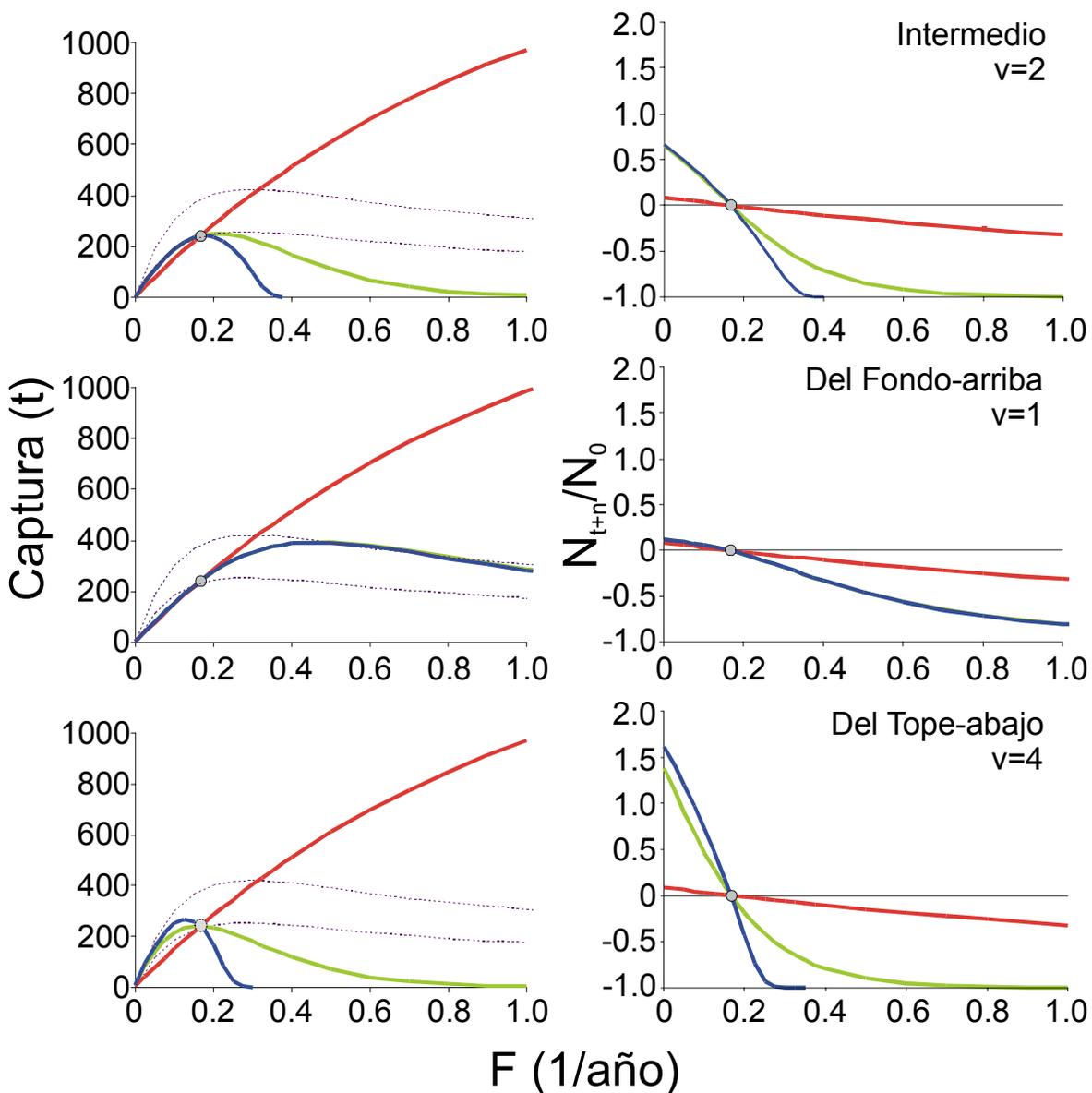


Figura 15. Volumen de captura y proporción de cambio en biomasa del huachinango, obtenidos de los escenarios 10 y 11. Se presentan los valores estimados en el corto, mediano y largo plazo (líneas roja, verde y azul respectivamente).

IV. Discusión

IV.1. Modelo Poblacional

Aunque la importancia de las pesquerías artesanales como fuente de alimento y de empleos ha sido reconocida en todo el mundo, la mayoría de ellas carecen de programas específicos de monitoreo, manejo y regulación (Ralston y Polovina, 1982). Dado que en estas pesquerías rara vez se dispone de información básica para aplicar directamente algún método de evaluación convencional, resulta de vital importancia explorar estrategias alternativas para su análisis. En este sentido, el análisis desarrollado en este estudio representa una alternativa para enfrentar el problema de la escasa información, ya que el modelo de simulación integra información biológica disponible (Allen, 1987; Reyna-Trujillo, 1993; Rocha-Olivares y Gómez-Muñoz, 1993; Díaz-Uribe, 1994; Rocha-Olivares, 1998), algunas constantes de los ciclos de vida (Pauly, 1980; Ralston, 1987; Myers *et al.*, 1996; Jensen, 1997; Myers *et al.*, 1999) e información auxiliar sobre la operación de pesca (CES-UABCS, 2000). Esta estrategia nos permitió reconstruir la estructura de edad del *stock* y evaluar su dinámica poblacional bajo diferentes escenarios de explotación que difícilmente se hubieran podido probar en la práctica.

Las suposiciones que se hicieron para la reconstrucción de la estructura de edad son, en su mayoría, las mismas que se utilizan en el Análisis de Población Virtual, es decir, no existen organismos vivos mayores que la edad máxima, se conoce la tasa de mortalidad natural y no existe inmigración o emigración neta. Los problemas y las implicaciones que se derivan de estas suposiciones han sido ampliamente discutidos en la literatura clásica (Hilborn y Walters, 1992; Sparre y Venema, 1997; Haddon, 2001). Una suposición

adicional en este trabajo es que la pesquería se inició el año del primer registro y en consecuencia, la abundancia de la población en ese primer año es máxima o por lo menos, es mayor que cuando se explota el recurso. Por ello la selección de la *EEI* consideró a la estructura de edades más abundante para la calibración del modelo de simulación. Aunque en el caso del huachinango se sabe que su captura comenzó antes de 1978, existen evidencias de que el nivel de explotación era muy pequeño en esa época. En la década de los 70 y años anteriores, los tiburones predominaron en los desembarcos de las flotas artesanales. En esa década también se dio una transición de la propulsión por viento o remo a motores fuera de borda (SEMARNAP, 2000a), de tal forma que hasta antes de 1978 los caladeros profundos donde se pesca el huachinango eran poco accesibles a la flota artesanal.

Otra suposición en el análisis, se refiere a la pendiente inicial del modelo de reclutamiento. Para el modelo de simulación se estableció que la tasa máxima de reclutamiento ($\alpha_{max} = \log_e a'/b'$) fuera de 1.9 valor que originalmente fue estimado para el huachinango del Golfo de México (*Lutjanus campechanus*, Myers *et al.*, 1999). Este es probablemente uno de los parámetros poblacionales más importantes, ya que está íntimamente relacionado con la tasa de intrínseca de crecimiento poblacional r y con la probabilidad de extinción, y se usa frecuentemente para establecer puntos de referencia biológicos en el manejo de recursos pesqueros (Mace, 1994; Cook *et al.*, 1997; Myers *et al.*, 1997). La estimación de este parámetro sin embargo, requiere de información sobre el nivel de reclutamiento cuando el *stock* se encuentra en los niveles más bajos de abundancia, lo cual plantea una situación paradójica (Hilborn y Walters, 1992). Recientemente, Myers *et al.* (1999) demostraron que α_{max} es relativamente constante entre especies de una misma

familia, por lo cual, en aquellas especies donde no se dispone de información suficiente, como es el caso de *Lutjanus peru*, el valor de α_{max} de una especie emparentada puede ayudar a mejorar el desempeño del análisis de simulación. Cuando este valor no fue considerado en el ajuste del modelo de reclutamiento, el reclutamiento máximo estimado (a') fue tres veces mayor y la serie histórica simulada resultó en un incremento de la población durante la fase de explotación. Para un stock que se supone virgen al inicio de la serie histórica esta situación es contradictoria, por lo que la restricción que se usó con α_{max} se consideró razonable y consistente.

De acuerdo con el modelo calibrado, las capturas superiores a 320 t·año⁻¹ están relacionados con una mayor intensidad de pesca. Dado que M y q se consideraron constantes, estas capturas sólo podrían explicarse con un incremento explosivo en el esfuerzo pesquero (Figura 3). Aunque no se cuenta con un registro preciso del esfuerzo de pesca en la zona, las estadísticas nacionales muestran un crecimiento de las flotas artesanales sin oscilaciones abruptas (SEMARNAP, 2000b). Una explicación alternativa es que las capturas están relacionadas con las condiciones ambientales, ya que coinciden con la ocurrencia de “El Niño” en 1982-83 y 1997-98 (SEMARNAP, 2000a). Esto sugiere la posibilidad de que las capturas mayores sean el resultado de una mayor disponibilidad de recurso. Aunque la información de *Lutjanus peru* generada hasta el momento no permite explicar su relación con el medio ambiente (Allen, 1987; Gutiérrez-Vargas, 1990; Reyna-Trujillo, 1993; Rocha-Olivares y Gómez-Muñoz, 1993; Díaz-Uribe, 1994; Cruz-Romero *et al.*, 1996; Rocha-Olivares, 1998; Santamaría y Chávez, 1999; Del Monte-Luna *et al.*, 2001), las capturas superiores a 320 t·año⁻¹ en esta región del Golfo de California, deben considerarse como un evento extraordinario, más que un nivel potencial de producción.

Comparado con otros *stocks*, el huachinango del suroeste del Golfo de California presenta una tasa de explotación relativamente baja (Tabla XI). Sin embargo, hasta la fecha, la flota artesanal opera bajo un esquema de acceso abierto y sin regulaciones específicas, por lo que se espera que la pesquería tienda a alcanzar el punto de equilibrio económico ($F \rightarrow F_{REE}$). Por otro lado, aunque el uso de redes de arrastre dentro de la Bahía de La Paz se prohibió recientemente (Diario Oficial de la Federación, 30 de Octubre de 2002), la medida no incluye a la Bahía de La Ventana, que es un área importante de reproducción del huachinango (Reyna-Trujillo, 1993). Por lo tanto, la mortalidad incidental de juveniles no se ha eliminado por completo en la región. De acuerdo con el modelo de simulación, bajo este escenario la pesquería tiende a alcanzar el *MRS* o incluso rebasarlo. Si consideramos que el *MRS* ya no se considera un punto de referencia óptimo, sino un límite después del cual la persistencia de la población está en riesgo (Caddy y Mahon, 1996), es recomendable tomar medidas de manejo para la pesquería del huachinango de la región.

Tabla XI. Resumen comparativo de la tasa de explotación ($E=F/Z$) medida en diferentes stocks de huachinango.

Región	Serie Histórica			Último Año	Requerido para <i>MRS</i>	<i>M</i> (año ⁻¹)	Fuentes ¹
	Período	Intervalo	Prom.				
Golfo de México ²	Antes de 1982	0.555 - 0.767	0.662	NA ³	0.444 - 0.600	0.200	[1]
Costa Rica	1985	NA	NA	0.798	0.560	1.330	[2]
Guerrero	1985-1991	0.073 - 0.208	0.149	0.208	0.480	0.380	[3]
Colima	1980-1988	0.476 - 0.522	0.504	0.515	0.680	0.330	[4]
BCS	1978-2000	0.209 - 0.659	0.402	0.469	0.585 (0.5 <i>f</i> _{max}) 0.596 (<i>f</i> _{null})	0.201	[5]

¹Clave de las Fuentes: [1] Ralston (1987); [2] Gutiérrez-Vargas (1990); [3] Santamaría & Chávez (1999); [4] Cruz-Romero *et al.* (1996a); [5] Este estudio

²La información del Golfo de México corresponde a *Lutjanus campechanus*.

³ NA: datos no disponibles.

De acuerdo con el modelo poblacional, la única posibilidad de desarrollar la pesquería es mediante la regulación simultánea de las flotas ribereña y camaronera. El problema con esta medida es que el incremento en el volumen de capturas no se vería necesariamente reflejado ni en la proporción B/C , ni en la abundancia del stock (Figura 4).

Una alternativa sería incrementar la edad de primera captura a 4 años (Figura 16). Esta alternativa implicaría tres medidas de manejo concretas: 1) evitar que se agreguen más embarcaciones para capturar huachinango en la región; 2) extender la restricción del uso de redes de arrastre a la Bahía de La Ventana y 3) modificar la selectividad del arte de pesca para que en lugar de capturar organismos desde los 30 cm, se capturen de 37 cm en adelante. Estas medidas conducen a problemas de aplicación y control, sin embargo, existen tres aspectos que de alguna manera facilitan su implementación: 1) que la restricción al crecimiento de la flota ribereña no significa restricción alguna para que los pescadores ya establecidos continúen operando; 2) que recientemente se instalaron los comités regionales de pesca en BCS, a través de los cuales se puede establecer una comunicación más directa con los pescadores de la localidad y 3) quizás lo más importante, que la situación de la pesquería parece estar en un nivel tal (menor que su MRS), que permitiría tomar medidas de manejo preventivas, lo cual favorece un mayor margen de negociación con los usuarios que si se tuvieran que tomar medidas restrictivas y de recuperación de la población.

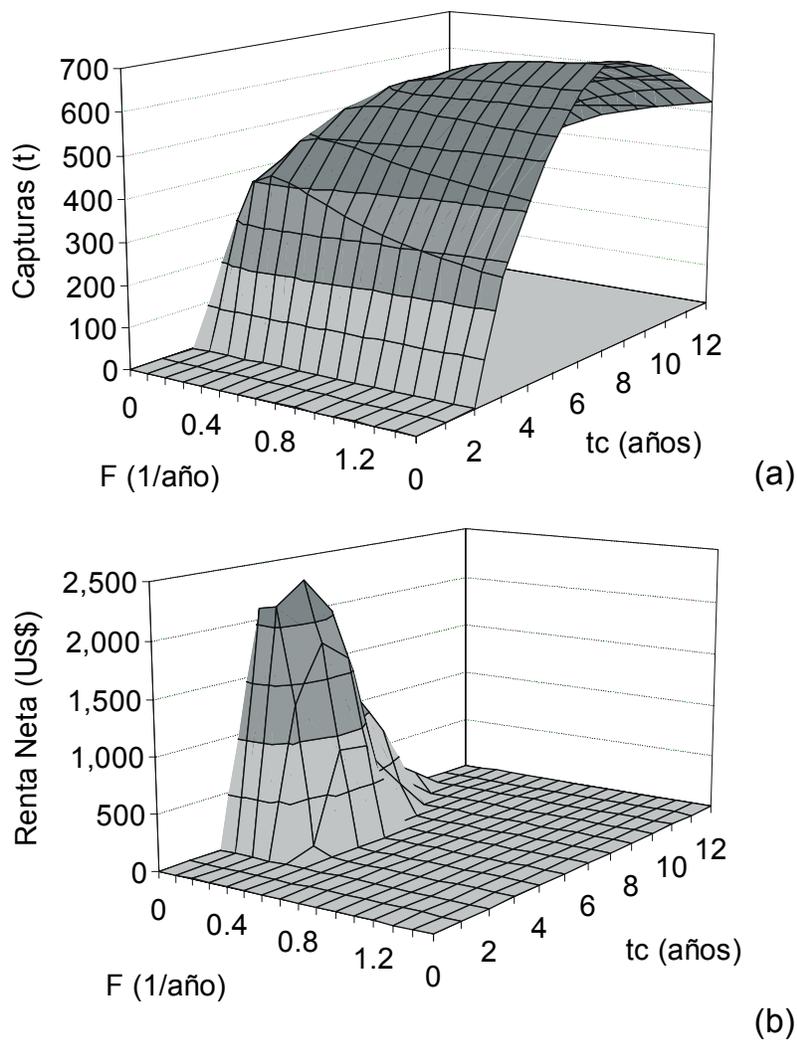


Figura 16. Salidas promedio de largo plazo para diferentes niveles de mortalidad de pesca (F) y de edad de primera captura (t_c) cuando $f = f_{null}$. (a) Volumen de capturas (t/año). (b) Renta neta anual por embarcación (US dólares).

IV.2. Modelo Tráfico: Balance de Masas

Una ventaja de analizar las pesquerías a través de un modelo tráfico, es la visión holística que se obtiene del sistema y de su estado de conocimiento. En el caso del

ecosistema *BALAP*, se ha realizado un gran esfuerzo de investigación y se ha reconocido ampliamente su importancia biogeográfica, ecológica y económica, entre otros puntos de vista (González-Navarro y Elorduy-Garay, 1997; Urbán-Ramírez y Ramírez-Rodríguez, 1997). Sin embargo, la literatura refleja también la falta de atención que han recibido los estudios de dinámica poblacional y las estimaciones de abundancia, sobre todo para aquellas especies que se explotan comercialmente. Por esta razón, a pesar de que más del 50% de la información utilizada para construir el modelo, proviene del propio ecosistema (Tabla III), el índice pedigree⁴ fue de 0.56. Si bien este valor es aceptable, considerando que el índice varía entre 0 y 1 y refleja la calidad del modelo con respecto a la fuente de datos, es menor con respecto a otros estudios en los que se reporta el mismo índice entre 0.66 y 0.75 (Sánchez y Olaso, 2004; Heymans *et al.*, 2004; Arias-González *et al.*, 2004; Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002; Zetina-Rejón *et al.*, 2003). Dado que *B* no se puede estimar a partir de relaciones empíricas, tal como se hace con *P/B* y *Q/B*, el modelo representa la mejor aproximación posible con la información disponible. En este sentido, debe considerarse que se trata de un modelo fisiológicamente consistente (Figura 5) y que las estimaciones de *B* presentan coeficientes de variación moderados (entre 15 y 30% aproximadamente).

La ascendencia (*A*) es una medida de la información mutua promedio, ponderada por el flujo total en el ecosistema. Es utilizada como índice de madurez del ecosistema y su

⁴ Ecopath tiene una rutina que permite categorizar los parámetros de cada grupo de acuerdo a su origen (del propio ecosistema o de fuera) y mediante la asignación de una incertidumbre a dicha categoría según el trabajo de Funtowicz y Ravetz (1990). A través de esta rutina se calcula el índice pedigree que permite asignar una categoría promedio a cada parámetro según su origen y puede adquirir un valor entre cero (cuando toda la información proviene de fuera del ecosistema) y 1 (cuando toda la información proviene del propio ecosistema y los parámetros fueron estimados con los métodos más confiables) (Christensen *et al.*, 2004)

límite superior se conoce como capacidad de desarrollo (C). La diferencia entre C y A es el costo fijo (Φ) y representa la capacidad del sistema en reserva para enfrentar perturbaciones inesperadas (Ulanowicz, 1986). Una elevada ascendencia denota un sistema maduro, muy diversificado. Por el contrario, un sistema con un costo fijo elevado, indica un sistema menos desarrollado pero más resiliente (Ulanowicz, 1997). Las proporciones de A y de Φ estimadas para el ecosistema *BALAP* sugieren que se trata de un ecosistema en desarrollo, similar a otros ecosistemas sujetos a explotación (Tabla VII). Considerando además que en el proceso de madurez, los ecosistemas tienden a conservar el medio, ya sea almacenándolo en forma de biomasa, o reciclándolo dentro del mismo sistema (Ulanowicz, 1986), los valores bajos del índice de reciclaje de Finn⁵ y de la proporción de Biomasa Total con respecto al Flujo Total del Sistema sugieren que el ecosistema *BALAP* se encuentra en una etapa de desarrollo incluso más temprana que otros ecosistemas (Tabla VII). Dado que en un ecosistema maduro la respiración (R) tiende a equilibrarse con la producción primaria (PP) (Odum, 1969), el valor de $PP/R > 1$ refuerza la idea de que el ecosistema *BALAP* es un ecosistema lejos de alcanzar la madurez.

A pesar de que el fitoplancton y el detritus son la principal fuente inicial de biomasa en el ecosistema, su baja eficiencia ecotrófica indica que solo una pequeña porción de estos grupos es utilizada en la trama trófica. Aún cuando la concentración de clorofila en la Bahía de La Paz muestra una fuerte estacionalidad, el patrón de corrientes, el efecto físico de las islas y el intercambio Ensenada de La Paz (Martínez-López *et al.*, 2001; Santamaría del Ángel *et al.*, 1994) parecen favorecer las condiciones necesarias para generar un excedente de producción primaria en el ecosistema *BALAP*. De acuerdo con el modelo, se estima que

⁵ Este índice representa la fracción del Flujo Total del Sistema que se recicla en el ecosistema.

aproximadamente el 29% del flujo total en el ecosistema podría exportarse hacia otras regiones del Golfo de California, muy probablemente hacia el fondo oceánico, lo cual es característico de las plataformas continentales en general (Walsh, 1981).

El impacto positivo generalizado del fitoplancton y del detritus en la trama trófica, evidencia la importancia que tiene el control *del fondo hacia arriba* en el ecosistema *BALAP*. Aunque el modelo trófico también evidenció un control *del tope hacia abajo* en el subsistema demersales-bentos-macroalgas, este tipo de control se restringe a los hábitat arrecifal y arenoso y no parece tener influencia sobre el resto del ecosistema. El control *del fondo hacia arriba* ha sido ampliamente documentado en ecosistemas terrestres y dulceacuícolas, sin embargo en los ecosistemas marinos las evidencias son escasas (Menge, 2000). Los primeros estudios en comunidades marinas mostraron que en las zonas intermareales el control *del tope hacia abajo* es el principal mecanismo de regulación (Harriston *et al.*, 1960; Paine, 1966; Dayton, 1975). En años recientes, estudios hechos en Sudáfrica, Nueva Inglaterra, Oregon y Nueva Zelanda han demostrado, que el control *del fondo hacia arriba* también juega un papel importante en la regulación de la estructura de comunidades intermareales (Menge, 2000). Un aspecto significativo en estos estudios es que al incorporar procesos de mayor escala espacial (de decenas a miles de km), se logró evidenciar que el tipo de control predominante está fuertemente correlacionado con el estrés ambiental. Bajo condiciones de oleaje de suave a moderado, el control *del tope hacia abajo* predomina en la trama trófica, mientras que en condiciones de oleaje severo, predomina el control *del fondo hacia arriba* (Menge, 2000). En el ecosistema *BALAP*, la producción primaria y la composición de especies están íntimamente relacionadas con el ciclo bi-estacional de temperaturas y surgencias (Balart *et al.*, 1997; Casas-Valdez *et al.*,

1997; Domínguez-Orozco y Tripp-Quezada, 1997; González-Navarro y Saldierna-Martínez, 1997; Urbán-Ramírez *et al.*, 1997; Villavicencio-Garayzar *et al.*, 1997; Martínez-López *et al.*, 2001), lo cual evidencia la influencia del estrés ambiental y es congruente con el nivel de desarrollo estimado a través de la ascendencia. En este contexto el patrón estacional del ecosistema parece jugar un papel importante en la estructura de la comunidad, evitando muy probablemente que los depredadores de mayor nivel trófico desarrollen conexiones estables que les permita establecer un control en el ecosistema.

Algunos autores han considerado que la pesca funciona como un depredador más en la trama trófica, con la capacidad de modificar la estructura del ecosistema a través de procesos de control *del tope hacia abajo* (Pauly, 1979; Larkin, 1996). En el ecosistema *BALAP*, sin embargo, no se tienen evidencias de que esto ocurra así. El análisis de impactos tróficos indica que la pesca tiene un efecto prácticamente restringido a los recursos objetivo que en su mayoría son depredadores ubicados en los niveles más altos de la trama trófica. Si consideramos además que la pesca presenta un patrón estacional estrechamente ligado al régimen de producción primaria y surgencias del ecosistema (Rodríguez-Medrano, 1990; Ramírez-Rodríguez, 1997), se puede decir que el efecto *del fondo hacia arriba* en las capturas parece ser mayor que el efecto de la pesca (*del tope hacia abajo*) sobre el ecosistema. En términos de manejo esto implica que un ecosistema donde predomina el control *del fondo hacia arriba*, los factores ambientales juegan un papel predominante en su estructura y función, por lo cual el éxito de las acciones que se puedan aplicar en términos de explotación dependerá de la interpretación que hagamos del régimen climático en el que se encuentran los recursos. En cambio, en un ecosistema donde predomina el control *del tope hacia abajo*, la influencia del régimen climático será menor pero las

interacciones tróficas tenderán a ser más complejas y el sistema seguramente será más sensible a los efectos de la pesca sobre recursos clave.

El bajo volumen de capturas y la baja eficiencia bruta de la pesca dentro del ecosistema *BALAP* (Tabla VII) sugieren también que la pesca en general no tiene un impacto significativo, sin embargo, algunos recursos objetivo en particular muestran indicios de estar fuertemente afectados por su explotación. Seis recursos resultaron con una tasa de explotación $F/Z > 0.3$ (Tabla IX), de los cuales destacan el huachinango y el tiburón con $F/Z > 0.5$, que se ubican en los niveles tróficos más altos y se encuentran entre los tres recursos más importantes de la pesca de pequeña escala. Los demersales de arena conforman el único grupo cuya elevada tasa de explotación se da por efecto de la pesca de arrastre y no de la artesanal. Aunque la tasa de explotación que ejerce actualmente la pesca de arrastre sobre el camarón es muy pequeña y no causa un efecto significativo sobre otras pesquerías dentro del ecosistema, debe considerarse que el potencial de afectación de esta pesquería es importante ya que los demersales de arena son un grupo muy diverso que ejerce un control *del tope hacia abajo* dentro del subsistema demersal-béntico arenoso.

Contrario a la idea generalizada que se tiene sobre el bajo impacto relativo de la pesca de pequeña escala, el modelo del ecosistema *BALAP* da evidencias de que estas pesquerías pueden causar impactos incluso mayores que los de la pesca de gran escala. Bundy y Pauly (2001) encontraron evidencias similares al evaluar las pesquerías de Bahía San Miguel, Filipinas, exponiendo varias razones, entre ellas: 1) que las pesquerías de pequeña escala, vistas como un todo, tienen una gran capacidad para explotar recursos en un amplio intervalo de niveles tróficos y 2) que son lo suficientemente versátiles para responder ante cualquier cambio de abundancia de las especies objetivo. Un elemento adicional es que

debido a la limitada autonomía de sus embarcaciones, las flotas de pequeña escala hacen un uso exhaustivo de los recursos en zonas especialmente localizadas. Este es el caso del ecosistema *BALAP*, donde las embarcaciones menores permanecen todo el año dentro del mismo ecosistema, haciendo uso continuo de los recursos disponibles en cada tipo de hábitat. El cambio en la composición de los desembarcos de las flotas artesanales y el consecuente descenso en su nivel trófico (Figura 9), evidencian la intensidad con que estas pesquerías utilizan los recursos del ecosistema *BALAP*.

El recurso de mayor importancia comercial en el ecosistema *BALAP*, es el huachinango, para el cual se ha recomendado tomar medidas de manejo que básicamente se orientan a limitar el esfuerzo de pesca sobre el *stock* (Díaz-Uribe *et al.*, 2004). Las tasas de explotación estimadas sugieren sin embargo, la necesidad de implementar medidas de manejo, no solo para el huachinango sino también para los principales recursos objetivo por lo menos. En este sentido, el concepto de *stock* como unidad de manejo tiene fuertes limitaciones ante pesquerías multiespecíficas y por lo tanto se requiere ampliar el enfoque netamente poblacional a uno trófico (o multiespecífico) para definir una unidad funcional de manejo en el contexto de ecosistema.

No obstante la complejidad que implica la definición de una unidad de manejo de esta naturaleza, las investigaciones actuales ofrecen una posibilidad importante en la práctica de manejo. En el caso específico del ecosistema *BALAP* las medidas de manejo sobre el huachinango deberían ser acompañadas con medidas específicas sobre otros recursos, de tal forma que pueda conservarse la integridad global del sistema, al menos en su estado actual. La idea de mantener la integridad o salud de los ecosistemas como base del principio de pesca responsable, ha sido planteada frecuentemente en distintos foros e incluso se ha

propuesto como una meta explícita de manejo (Agenda 21, 1992; Acuerdo sobre los Stocks Pesqueros, 1995; Código de Conducta para la Pesca Responsable, 1995; Conferencia de Reykiavik, 2001; Ulanowicz, 1997). Aunque se trata de un concepto todavía controvertido, la integridad de un ecosistema puede evaluarse en función de tres propiedades: Vigor, Organización y Resiliencia (Constanza, 1992) las cuales están íntimamente relacionadas con la ascendencia, los costos fijos y la capacidad de desarrollo (Ulanowicz, 1997). Solo debemos considerar que dada la complejidad de los parámetros que se utilizan en los modelos tróficos, no existen métodos que permitan evaluar la integridad del ecosistema sobre una base estadística y por ello es necesario el análisis comparativo con otros ecosistemas para tener una idea del estado del ecosistema al menos desde un punto de vista relativo (Monaco y Ulanowicz, 1997).

IV.3. Modelo Trófico: Dinámica Temporal

La idea de ampliar el horizonte de las evaluaciones y el manejo a un enfoque de ecosistema, generalmente ha ido acompañada con la idea de que este enfoque debería sustituir a los métodos tradicionales de evaluación con enfoque monoespecífico (Hollowed *et al.*, 2000; Christensen y Walters, 2004). Decir que los modelos multiespecíficos proveen mejores recomendaciones que los modelos monoespecíficos es muy cuestionable, ya que la información disponible sobre las interacciones tróficas y su acoplamiento con el medio físico es muy limitada en la mayoría de los ecosistemas marinos (Hollowed *et al.*, 2000). Además, la mayoría de los métodos basados en el ecosistema se basan en información generada a partir de métodos tradicionales monoespecíficos (Christensen y Walters, 2004). En este sentido, no se trata de decidir qué enfoque es mejor, sino de aprovechar las

bondades que cada uno ofrece y en todo caso se debe verificar si la información que aporta cada enfoque es lo suficientemente congruente para delinear medidas de manejo concretas y prácticas.

En el ecosistema *BALAP*, el único caso con el que se puede hacer una comparación entre ambos enfoques es el huachinango. Aunque las curvas de captura difieren según el modelo del que provienen (poblacional o trófico), la interpretación sobre el estado del recurso es similar, es decir, con ambos enfoques se deduce que la pesquería está próxima de alcanzar su máximo rendimiento (Figura 10). Además, con ambos enfoques se observa una relación inversamente proporcional entre la mortalidad incidental de juveniles y la curva de captura en el largo plazo. Las diferencias se observan más bien en la magnitud de los cambios. Cuando se elimina la mortalidad incidental de juveniles, el modelo poblacional predice que la curva de captura en el largo plazo podría incrementarse hasta en un 69%, mientras que el modelo trófico predice que la curva se incrementaría solamente en un 8% (Figura 10). En términos de manejo esto sugiere que si se dejan de capturar incidentalmente los juveniles de huachinango, la ganancia en las capturas es tan pequeño que difícilmente se podrá percibir como un beneficio para la pesca artesanal. En cambio debe tenerse en cuenta que, independientemente del modelo que se utilice, un incremento en la mortalidad incidental de juveniles provoca un descenso en la curva de capturas en el largo plazo. De esta forma, tener un control eficiente del esfuerzo de la flota de arrastre, no necesariamente mejoraría las capturas de huachinango, pero sí podría evitar un daño importante a su población.

Otra diferencia entre ambos modelos se da en el comportamiento de las curvas de captura cuando F se deja crecer más allá de su valor promedio. Mientras que el modelo

poblacional predice que las capturas en el largo plazo pueden mantenerse por arriba de 200 t·año⁻¹ aún con $F > 0.4$ año⁻¹, el modelo trófico predice que las capturas en el largo plazo descienden a partir de $F > 0.18$ año⁻¹ y prácticamente desaparecen cuando $F = 0.4$ año⁻¹. Dado que el modelo poblacional está estructurado por edades, esta diferencia se explica por el efecto de selectividad que el modelo es capaz de simular. Al considerar una edad de primera captura, siempre habrá una porción de la población que no es vulnerable a la pesquería, lo cual permite que la curva de capturas se estabilice en un nivel definido (en este caso por arriba de las 200 t·año⁻¹), independientemente de que la mortalidad por pesca alcance valores grandes (> 0.4 año⁻¹). En contraste, el modelo trófico considera que todos los organismos dentro de un compartimento contribuyen de igual forma a la producción de la población y en este sentido todos son igualmente vulnerables a la pesquería. Aunque las versiones más recientes de *Ecopath* con *Ecosim* ya consideran la opción de manejar datos estructurados por edad (Christensen y Walters, 2004) el modelo del ecosistema *BALAP*, fue diseñado antes de que estuviera disponible esta opción. En este contexto, las diferencias entre los enfoques monoespecífico y multiespecífico tiene que ver más bien con la arquitectura de los modelos y no tanto con una contradicción conceptual. De cualquier forma, es importante resaltar que la incertidumbre con valores altos de F , no solo se da por las diferencias que los modelos generan en sus salidas. El propio modelo trófico refleja una variabilidad creciente entre el corto, mediano y largo plazos cuando $F > 0.2$, lo que en términos de manejo implica una mayor incertidumbre si el esfuerzo de pesca se incrementa sobre el huachinango.

Aunque el modelo poblacional permite analizar de manera indirecta el efecto de la pesca de arrastre sobre las capturas de huachinango, el modelo trófico tiene la ventaja de

permitir el análisis del conjunto de pesquerías que operan en el mismo ecosistema (Figura 12). Las simulaciones hechas a través de *Ecosim* muestran que las capturas de huachinango están correlacionadas no solo con la flota de arrastre, sino prácticamente con todas las demás pesquerías excepto con la pesca con buceo, con la cual se observa un ejemplo de las bondades de una pesquería tan selectiva como es la pesca de la almeja chocolata. La relación que guardan la pesca con redes y la pesca con palangres con las capturas de huachinango se debe al efecto que estas pesquerías ejercen propiamente sobre los tiburones y cazones. Una mayor intensidad de pesca sobre estos recursos se traduce en una menor presión de depredación sobre el huachinango. El efecto que la pesca de arrastre sobre las capturas de huachinango, está relacionado tanto al efecto directo de la mortalidad incidental como a la disminución de demersales de arena que constituyen parte de la dieta del huachinango juvenil. En el caso de la pesca con poteras, la relación se da a través de los pelágicos medianos, que es el principal depredador del calamar. En este sentido, la disminución de calamar por efecto de la pesca propicia que los pelágicos medianos ejerzan una mayor presión de pesca sobre sus otras presas entre las que se encuentra el huachinango.

Un aspecto importante que se puede ver con este análisis, es que el estado actual de las capturas de huachinango se encuentra solo bajo el efecto de la pesca con palangre y la pesca de arrastre, el resto de las pesquerías no parecen ejercer en la actualidad un efecto importante sobre el huachinango. Esto se evidencia porque las curvas de captura promedio de huachinango se traslapan prácticamente con las curvas que representan los escenarios en que cada una de las pesquerías fue eliminada. Otro punto importante es que, a diferencia de la pesca de arrastre, la pesca con palangre ejerce un efecto positivo en las capturas de

huachinango y su efecto actual es más fuerte que el efecto negativo que la pesca de arrastre ejerce actualmente. Es decir, de acuerdo con las simulaciones, si en este momento se eliminara por completo la pesca de arrastre, solo se esperaría un incremento del 1% tanto en las capturas como en la biomasa del huachinango. En cambio, si bajo las mismas circunstancias se eliminara la pesca con palangre, se esperaría una reducción del 15% en las capturas de huachinango y alrededor del 20% menos en su biomasa. La pesca con redes y la pesca con poteras son dos pesquerías que si bien no tienen un efecto significativo en la actualidad, los efectos potenciales (positivos la primera y negativos la segunda) sobre las capturas del huachinango, son de mayor magnitud de lo que se observa con la pesca de arrastre y la de palangre (Figura 10).

De acuerdo con estos resultados, el desarrollo de la pesquería de huachinango propuesta en la Carta Nacional Pesquera parece ser más compleja de lo que parece. En primer lugar, debemos considerar que si bien es necesario regular la pesca de arrastre en el ecosistema, es muy probable que por sí sola, esta medida no mejore la producción de huachinango tal como lo sugiere el modelo poblacional (Díaz-Uribe *et al.*, 2004). De acuerdo con las simulaciones, la función más importante de regular la pesca de arrastre sería evitar que las capturas de huachinango disminuyan significativamente. En segundo lugar se debe considerar que actualmente la pesca con palangre juega un papel tan o más importante en la producción de huachinango que la pesca de arrastre, por lo cual merecería una atención correspondiente dentro del manejo del huachinango. También se debe considerar que tal vez la única opción de desarrollar propiamente la pesquería del huachinango sea a través de un método indirecto, esto es, estimulando el desarrollo de la pesca con redes, cuya función está en eliminar algunos competidores. Finalmente, la pesca

de calamar es otra pesquería que podría correlacionarse significativamente a las capturas de huachinango. Se trata de una pesquería en auge a nivel mundial y dentro del Golfo de California es una de las pesquerías de mayor crecimiento en los últimos años (Morales-Bojórquez *et al.*, 2001; Waluda *et al.*, 2004). Las capturas de calamar en el ecosistema *BALAP*, son en realidad muy variables y tienden a ser insignificantes, sin embargo la captura explosiva de 1998 en la que se registró un volumen de 6 mil toneladas, pone de relieve el interés que representa esta especie como recurso potencialmente explotable en la localidad. Bajo esta perspectiva, el desarrollo de la pesquería de calamar es un escenario posible y en tal caso es necesario considerar que su desarrollo puede afectar negativamente a las capturas de huachinango, incluso más que la pesca de arrastre.

El problema de la elevada tasa de explotación y la necesidad de implementar medidas de manejo sin embargo, no se restringe solamente al huachinango. Las simulaciones hechas a través del modelo trófico dan evidencias de que los principales recursos objetivo que se explotan en el ecosistema *BALAP* están próximos de alcanzar su máximo rendimiento (Tabla X). En este contexto, tomar medidas sobre un recurso en particular, no parece solución si el resto de los recursos se mantienen sin regulación alguna. Dada la condición de acceso abierto y la permanencia de las flotas en el ecosistema *BALAP*, implementar regulaciones sobre el huachinango simplemente favorecería que las flotas trasladen el esfuerzo de un recurso a otro, procurando evitar un descenso en sus ingresos económicos por efecto de dichas regulaciones.

El enfoque de ecosistema desarrollado en las últimas décadas ha permitido abordar problemas que simplemente no podían ser resueltos a través de evaluaciones con un enfoque monoespecífico. Este enfoque se ha utilizado principalmente para evaluar los

impactos de la pesca sobre especies no objetivo y la eficiencia del manejo para reducir los efectos colaterales (no intencionados) de la pesca (Christensen y Walters, 2004). Sin embargo, el problema que plantean las pesquerías de pequeña escala requiere que este enfoque contribuya en términos de manejo, a definir criterios de decisión para orientar el traslado del esfuerzo de un recurso a otro, en caso de ser necesario. En el caso del ecosistema *BALAP*, los recursos que se ubican en orden de importancia después del huachinango (Tabla I), podrían considerarse como los más susceptibles de sufrir un incremento en su nivel de explotación ya que en términos de precio y volumen, representan el mayor ingreso para el pescador. De acuerdo con los resultados de simulación, sin embargo, solo el jurel, el cochito, y el perico, se encuentran en un nivel bajo de explotación y por lo tanto serían los más recomendables para recibir una reorientación del esfuerzo de pesca en caso de ser necesario. Aunque el calamar es también un recurso con bajo nivel de explotación, debe considerarse que el mismo modelo indica que la pesquería de calamar podría tener efectos negativos sobre las capturas de huachinango.

Finalmente se debe considerar que la capacidad de producción del huachinango, al igual que el resto de las especies en el ecosistema, depende en gran medida del tipo de control de flujo que predomine en el ecosistema. Bundy (2001) al simular distintos valores de vulnerabilidad a la depredación (v_{ij}) en la costa de Terranova-Labrador, Canadá encontró un comportamiento similar al encontrado en el ecosistema *BALAP*. Cuando predomina el control *del fondo hacia arriba*, la respuesta de cada grupo en términos de biomasa es pequeña ante cualquier cambio en su nivel de explotación. El incremento en las curvas de captura del huachinango que se observa bajo este tipo de control, implican que la baja vulnerabilidad a la depredación ($v_{ij} = 1$) favorece una mayor disponibilidad de biomasa para

la pesca. En cambio, cuando predomina el control *del tope hacia abajo* los cambios en biomasa son mayores ante cualquier cambio en el nivel de explotación y por lo tanto las especies se hacen más sensibles ante cualquier presión de mortalidad adicional como lo es la pesca. El efecto más evidente se observa con el corrimiento de la curva de captura (del largo plazo) hacia la derecha y la reducción de su amplitud (Figura 15). La marcada estacionalidad del ambiente físico en el ecosistema *BALAP* (González-Navarro y Saldierna-Martínez, 1997; Martínez-López *et al.*, 2001) y su consecuente estado de desarrollo o inmadurez, son congruentes con la baja interacción trófica que implica el control *del fondo hacia arriba*. En este sentido, si el control *del fondo hacia arriba* predomina en el ecosistema *BALAP*, todavía sería factible desarrollar la pesca de huachinango, permitiendo un incremento directo en el esfuerzo de pesca para incrementar el nivel de capturas de este recurso. Desafortunadamente, el control de flujos es un tema ausente en los trabajos que tienen que ver con el ecosistema *BALAP*, por lo cual es muy recomendable mantener como referencia una vulnerabilidad intermedia ($v_{ij} = 2$) para fines de manejo (Christensen y Walters, 2004).

V. Literatura Citada

- Abitia-Cárdenas, L.A., 1992. Espectro trófico energético del marlin rayado *Tetrapturus audax* (Philippi, 1887) y marlin azul *Makaira mazara* (Jordan y Snider, 1901) del área de cabo San Lucas, B.C.S., México. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN, La Paz, B.C.S., México, 76 pp.
- Aguirre-León, A., Yáñez-Arancibia, A., 1986. Las mojarra de la Laguna de Términos: taxonomía, biología, ecología y dinámica trófica. (Pisces: Gerreidae). Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología UNAM 13, 369-444.
- Álvarez-Borrego, S., Lara-Lara, J.R., 1991. The physical environment and primary productivity of the Gulf of California (Capt, 26). In: Dauphin, J.P., Simoneit, B. (Editors), The gulf and peninsular province of the Californias. Amer. Assoc. of Petrol. Geol. Memoir. 47, 555-567.
- Allen, G.R., 1987. Synopsis of the circumtropical fish genus *Lutjanus* (Lutjanidae). In: J.J. Polovina and S. Ralston (Editors), Tropical snappers and groupers: biology and fisheries management. Westview Press Inc. New York, pp. 33-87.
- Allen, K.R., 1971. Relation between production and biomass. J. Fish. Res. Board Can. 28, 1573-1581.
- Arias-González, J.E., Núñez-Lara, E., González-Salas, C., Galzin, R., 2004. Trophic models for investigation of fishing effect on coral reef ecosystems. Ecol. Model. 172, 197-212.
- Arreguín-Sánchez, F., Arcos, E., Chávez, E.A., 2002. Flows of biomass and structure in an exploited benthic ecosystem in the gulf of California, Mexico. Ecol. Model. 156, 167-183.
- Aurioles-Gamboa, D., 1988. Behavioral ecology of California sea lions in the Gulf of California. Ph. D. Thesis, University of California Sta. Cruz, California, USA, 175 pp.

- Aurioles-Gamboa, D., Zavala-González, A., 1994. Algunos factores ecológicos que determinan la distribución y abundancia del lobo marino *Zalophus californianus*, en el Golfo de California. *Ciencias Marinas* 20, 535-553.
- Balart, E.F., Castro-Aguirre, J.L., De-Lachica-Bonilla, F., 1997. Análisis comparativo de las comunidades ícticas de fondos blandos y someros de la Bahía de La Paz, B.C.S. In: Urbán-Ramírez, J., Ramírez-Ramírez, M. (Editors), *La Bahía de La Paz, investigación y conservación*. UABCS-CICIMAR-SCRIPPS. La Paz, B.C.S., México, pp. 163-176.
- Baqueiro-Cárdenas, E., Peña, I., Massó-Rojas, J.A., 1981. Análisis de una población sobreexplotada de *Argopecten circularis* (Sowerby, 1835) en la ensenada de La Paz, B.C.S., México. *Ciencia Pesquera* 1, 57-65.
- Baxter, J., 1960. A study of the yellowtail *Seriola dorsalis* (Gill). *Calif. Dept. Fish and Game Fish. Bull.* 110, 1-91.
- Bellwood, D.R., 1995. Scaridae: loros, pocochos. In: Fisher, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K.E., Niem, V.H. (Editors), *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro Oriental. Vol. III. Vertebrados. Parte 2*. FAO, Rome, pp. 1419-1426.
- Bermúdez-Almada, B., García-Laguna, G., 1985. Hábitos alimenticios de los peces de las zonas rocosas de la Bahía de La Paz, Baja California Sur. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias. UNAM, México, D.F., 256 pp.
- Brey, T., 1999. A collection of empirical relations for use in ecological modelling. *Naga. ICLARM* 22, 24-28.
- Brinton, E., Fleminger, A., Siegel-Causey, D., 1986. The temperate and tropical planktonic biotas of the Gulf of California. *CalCOFI Rep.* 27, 228-266.
- Bundy, A., Pauly, D., 2001. Selective harvesting by small-scale fisheries: ecosystem analysis of San Miguel Bay, Philippines. *Fish. Res.* 53, 263 – 281.

- Bussing, W.A., 1995. Balistidae: pejepercos, calafates, gatillos. In: Fisher, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K.E., Niem, V.H. (Editors), Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro Oriental. Vol. II. Vertebrados. Parte 1. FAO, Rome, pp. 905-909.
- Caddy, J.F., Mahon, R., 1996. Puntos de referencia para la ordenación pesquera. FAO Documento Técnico de Pesca 347, 420 pp.
- Carmona, R., Guzmán, J., Ramírez, S., Fernández, G., 1994. Breeding waterbirds of La Paz bay, Baja California Sur, Mexico. *Western Birds* 25, 151-157.
- Casas-Valdez, M.M., Cruz-Ayala, M.B., López, G.E., 1997. Algas marinas bentónicas más abundantes en la Bahía de La Paz, B.C.S. In: Urbán-Ramírez, J., Ramírez-Ramírez, M. (Editors), La Bahía de La Paz, investigación y conservación. UABCS-CICIMAR-SCRIPPS, La Paz, B.C.S., México, pp. 83-92.
- Castro-Aguirre, C., Balart, E. F., 1997. Contribución al conocimiento de la ictiofauna de fondos blandos y someros de la Ensenada y Bahía de La Paz, B.C.S. In: Urbán-Ramírez, J., Ramírez-Ramírez, M. (Editors), La Bahía de La Paz, investigación y conservación. UABCS-CICIMAR-SCRIPPS, La Paz, B.C.S., México, pp. 139-150.
- Compagno, L.J.V., Krupp, F., Schneider, W., 1995. Tiburones. In: Fisher, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K.E., Niem, V.H. (Editors), Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro Oriental. Vol. II. Vertebrados. Parte 1. FAO, Rome, pp. 647-743.
- Constanza, R., 1992. Toward an operational definition of ecosystem health. In: Constanza, R., Norton, B.G., Haskell, B.D. (Editors), *Ecosystem health: new goals for environmental management*. Island Press, Washington, D.C. pp. 239-256.
- Cook, R.M., Sinclair, A., Stefansson, G., 1997. Potential collapse of North Sea cod stocks. *Nature* 358, 521-522.
- Cortés, E., 1999. Standardized diet compositions and trophic levels of sharks. *ICES J. Mar. Sci.* 56, 707-717.

- Craig, W. L., 1960. Food and feeding. In: Baxter, J.L. (Editor), A study of the yellowtail. Fish. Bull. 110, 35-46.
- Cruz-Ayala, M., 1996. Variación espacio temporal de la ficoflora en la Bahía de La Paz, B.C.S. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN, La Paz, B.C.S., México, 163 pp.
- Cruz-Romero, M, Chávez, E.A., Espino, E., García, A., 1996. Assessment of a snapper complex (*Lutjanus* spp.) of the Eastern Tropical Pacific. In: Arreguín-Sánchez, F., Munro, J.L., Balgos, M.C., Pauly, D. (Editors), Biology, fisheries and culture of tropical groupers and snappers. ICLARM Conf. Proc. 48, 324-330.
- Cruz-Romero, M., Espino-Barr, E., García-Boa, A., 1993. Aspectos poblacionales de cinco especies de la familia Haemulidae (Pisces) en la costa de Colima, México. Ciencia Pesquera 9, 43-54.
- Cury, P., Shannon, L., Shin, Y.J., 2001. The functioning of marine ecosystems. Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem. Reykjavik, Iceland, 1-4 October 2001, [Available in <http://www.refisheries2001.org>]
- Christensen, V., Pauly, D., 1992. Ecopath II – a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. Ecol. Model. 61, 169-185.
- Christensen, V., Pauly, D., 1996. Ecopath for Windows –a users guide. Manila: International Center for Living Aquatic Resources Management.
- Christensen, V., Walters, C.J., 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. Ecological Modelling 172, 109-139.
- Christensen, V., Walters, C.J., Pauly, D., 2004. Ecopath with Ecosim: a user's guide. Fisheries Centre Research Reports 12, 154 pp. [available at <http://www.fisheries.ubc.ca>]
- Dayton, P.K., 1975. Experimental evaluation of ecological dominance in a rocky intertidal algal community. Ecol. Monogr. 45, 137-159.

- De Silva-Dávila, R., 1997. Abundancia y distribución de los eufáusidos y producción larvaria de *Nyctiphanes simplex* Hansen, en la Bahía de La Paz, B.C.S. México. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN, La Paz, B.C.S., México, 112 pp.
- Del Monte-Luna P., Guzmán-Jiménez, G., Moncayo-Estrada, R., Sánchez-González, S., Ayala-Cortés, A., 2001. Máximo rendimiento sostenible y esfuerzo óptimo de pesca del huachinango (*Lutjanus peru*) en la Cruz de Huanacastle, Nayarit, México. *Ciencia Pesquera* 14, 159-164.
- Díaz-Uribe, J.G., 1994. Análisis trofodinámico del huachinango (*Lutjanus peru*) en las bahías de La Paz y La Ventana, B.C.S., México. Tesis de Maestría. CICESE, Ensenada, B.C., México, 57 pp.
- Díaz-Uribe, J.G., Chávez, E.A., Elorduy-Garay, J.F., 2004. Assessment of the Pacific red snapper (*Lutjanus peru*) fishery in the southwestern Gulf of California. *Ciencias Marinas* 30, 561-574.
- Díaz-Uribe, J.G., Elorduy-Garay, J.F., González-Valdovinos, M.T., 2001. Age and growth of the Leopard Grouper, *Mycteroperca rosacea*, in the Southern Gulf of California, Mexico. *Pacific Science* 55,171-182.
- Domínguez-Orozco, A.L., Tripp-Quezada, A., 1997. Estructura de la comunidad de macromoluscos bentónicos de la caleta de Balandra, Bahía de La Paz, B.C.S. In: Urbán-Ramírez, J., Ramírez-Ramírez, M. (Editors), *La Bahía de La Paz, investigación y conservación*. UABCS-CICIMAR-SCRIPPS, La Paz, B.C.S., México, pp. 119-127.
- Efron, B., Tibshirani, R., 1986. Bootstrap methods for standard errors, confidence intervals, and other measures of statistical accuracy. *Statistical Science* 1, 54-75.
- Ehrhardt, N., 1991. Potential impact of a seasonal migratory jumbo squid (*Dosidicus gigas*) stock on a Gulf of California sardine (*Sardinops sagax caerulea*) population. *Bull. Mar. Sci.* 49, 325-332.

- Elorduy-Garay, J.F., Caraveo-Patiño, J., 1994. Hábitos alimentarios de la pierna, *Caulolatilus princeps* Jenyns 1842 (Pisces: Branchistegidae), en la Bahía de La Paz, B.C.S. México. Ciencias Marinas 20, 199-218.
- Elorduy-Garay, J.F., Peláez-Martínez, K., 1996. Hábitos alimentarios de *Caulolatilus affinis* (Perciformes: Branchistegidae), en la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. Rev. Biol. Trop. 44, 241-249.
- Elorduy-Garay, J.F., Ruiz-Córdova, S.S., 1998. Age, growth and mortality of *Caulolatilus affinis* (Osteichthyes: Branchistegidae) from the Southern Gulf of California. Pacific Science 52, 259-272.
- Eschmeyer, W.N., Herald, E.S., Hammann, H., 1983. A field guide to Pacific coast fishes of North America. Houghton Mifflin Company, Boston, U.S.A., pp. 336.
- Froese, R., Pauly, D. (editors), 2003. FishBase world wide web electronic publication. [Updates in <http://www.fishbase.org>, September 2003.]
- Funtowicz, S.O., Ravetz, J.R., 1990. Uncertainty and quality in science for policy. Kluwer, Dordrecht.
- García-Domínguez, F.A., González-Ramírez, P.G., 1988. Observaciones sobre la alimentación del calamar gigante (*Dosidicus gigas*) D'Orbigny, 1835 (Cephalopoda: Ommastrephidae) en el Golfo de California, México. Memorias del IX Congreso Nacional de Zoología. 13-16 de Octubre 1987, Villahermosa, Tabasco, México, pp. 147-150.
- George-Zamora, A., 1997. Determinación de la tasa de respiración de la almeja catarina (*Argopecten ventricosus*) en función de la talla, bajo condiciones de laboratorio. Tesis Profesional. UABCS, La Paz, B.C.S., México. 65 pp.
- González-Navarro, E., Elorduy-Garay, J.F., 1997. Bibliografía sobre la Bahía de La Paz, B.C.S., México. In: Urbán-Ramírez, J., Ramírez-Ramírez, M. (Editors), La Bahía de La Paz, investigación y conservación. UABCS-CICIMAR-SCRIPPS, La Paz, B.C.S., México, pp. 315-338.

- González-Navarro, E., Saldierna-Martínez, R., 1997. Zooplancton de la Bahía de La Paz, B.C.S. (1990-1991). In: Urbán-Ramírez, J., Ramírez-Ramírez, M. (Editors), La Bahía de La Paz, investigación y conservación. UABCS-CICIMAR-SCRIPPS, La Paz, B.C.S., México, pp. 43-58.
- Gulland, J. A., 1982. The management of tropical multispecies fisheries. In: Pauly, D., Murphy, G.I. (Editors), Theory and management of tropical fisheries. ICLARM Conference Proceedings, No. 9. Manila, Philipines, pp. 287-298.
- Gutiérrez-Vargas, R., 1990. Tasas de crecimiento, mortalidad, reclutamiento, rendimiento y biomasa relativos por recluta de *Lutjanus peru* (Persiformes: Lutjanidae) en el Pacífico Noroeste de Costa Rica. Rev. Biol. Trop. 38, 441-447.
- Haddon, M., 2001. Modelling and quantitative methods in fisheries. Chapman and Hall, Boca Raton, FL. 406 pp.
- Hampton, J., 2000. Natural mortality rates in tropical tunas: size really does matter. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 57,1002-1010.
- Harbison, G.R., Gilmer, R.W., 1976. The feeding rates of the pelagic tunicate *Pegea confederata* and two other salps. Limnology and Oceanography, 21, 517-528.
- Hariston, N.G., Smith, F.E., Slobodkin, L.B., 1960. Community structure, population control, and competition. Am. Natur., 94, 421-425.
- Haws, M.C., Boyd, C.E., Green, B.W., 2001. Buenas prácticas de manejo en el cultivo de camarón en Honduras: Una guía para incrementar la eficiencia y reducir los impactos ambientales de la acuicultura de camarón. Coastal Resources Center. University of Rhode Island, pp. 95.
- Heemstra, P.C., 1995. Serranidae: meros, serranos, guasetas, enjambres, baquetas, indios, loros, gallinas, cabrillas, garropas. In: Fisher, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K.E., Niem, V.H. (Editors), Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro Oriental. Vol. III. Vertebrados. Parte 2. FAO, Rome, pp. 1565-1613.

- Hernández-Camacho, C.J., 2001. Tabla de vida del lobo marino de California *Zalophus californianus californianus* en la lobera Los Islotes, B.C.S., México. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN, La Paz, B.C.S., México, 63 pp.
- Heymans, J.J., Shannon, L.J., Jarre, A., 2004. Changes in the northern Benguela ecosystem over three decades: 1970s, 1980s, and 1990s. *Ecol. Model.*, 172, 175-195.
- Hilborn, R., Walters, C.J., 1992. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall, New York, 570 pp.
- Hollingworth, C.E. (Editor), 2000. Ecosystem effects of fishing. Proceedings of an ICES/SCOR Symposium held in Montpellier, France 16-19 March 1999. ICES Marine Science Symposia, Vol. 210.
- Hollowed, A.B., Bax, N., Beamish, R., Collie, J., Fogarty, M., Livingston, P., Pope J., Rice, J.C., 2000. Are multispecies models an improvement on single-species models for measuring fishing impacts on marine ecosystems? *ICES Journal of Marine Science* 57, 707-719.
- Hyslop, E.J., 1980. Stomach contents analysis –a review of methods and their applications. *J. Fish Biol.*, 17, 411-429.
- INP, 2001. Sustentabilidad y pesca responsable en México: Evaluación y Manejo. Instituto Nacional de la Pesca (INP). Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, México, D.F. 1111 pp.
- Jensen, A.L., 1997. Origin of the relation between K and Linf and synthesis of relations among life history parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 987-989.
- Jiménez-Castro, C., 1988. Hábitos alimenticios, requerimiento energético y consumo alimenticio del pelícano café en la Bahía de La Paz, B.C.S., México. Tesis Profesional. UABCS. La Paz, B.C.S. México, 62 pp.
- Jong-Bin, K., Dae-Yeon, M., Jung-No, K., Tae-Ik, K., Hyun-Su J., 1997. Diets of bigeye and yellowfin tunas in the western tropical Pacific. *J. Korean Fish. Soc.* 30, 719-729.

- Killam, K.A., Parsons, G.R., 1989. Age and growth of the blacktip shark, *Carcharinus limbatus*, near Tampa Bay, Florida. *Fish. Bull.*, 87, 845-857.
- Lara-Lara, J.R., Valdez-Holguín, J.E., 1988. Size fraction biomass and primary productivity in the Gulf of California during spring 1984. *Ciencias Marinas*, 14, 1-14.
- Larkin, P.A., 1996. Concepts and issues in marine ecosystem management. *Rev. Fish Biol. Fish.*, 6, 139-164.
- Lavaniegos, B.E., González-Navarro, E., 1999. Grupos principales del zooplancton durante El Niño 1992-93 en el Canal de San Lorenzo, Golfo de California. *Rev. Biol. Trop.*, 47, 129-140.
- Lavin, M.F., Beier, E., Badan, A., 1997. Estructura hidrográfica y circulación del Golfo de California: escalas estacional e interanual. In: Lavín, M.F. (Editor), *Contribuciones a la Oceanografía Física en México*. Unión Geofísica Mexicana. Monografía No. 3, pp. 141-171.
- Leontief, W.W., 1951. *The structure of the U.S. economy*. Oxford University Press, New York.
- Lindeman, R.L., 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology*, 23, 399-418.
- López-Martínez, J., Arreguín-Sánchez, F., Hernández-Vázquez, S., Herrera-Valdivia, E., García-Juárez, A.R., 2002. Dinámica poblacional del camarón café *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes, 1900) en el Golfo de California: variabilidad interanual. In: Hendrickx, M.E. (Editor), *Contribuciones al estudio de los crustáceos del Pacífico Este*. Vol. 1. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. México, pp. 209-219
- Mace, P.M., 1994. Relationships between common biological reference points used as threshold and targets of fisheries management strategies. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51, 110-122.
- Magnússon, K.G., 1995. An overview of the multispecies VPA -theory and applications. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 5, 195-212.

- Maldeniya, R., 1996. Food consumption of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in Sri Lankan waters. *Environ. Biol. Fish.*, 47,101-107.
- Manickchand-Heilman, S., Soto, L.A., Escobar, E., 1998. A preliminary trophic model of the continental shelf, South-western Gulf of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 46, 885-899.
- Markaida-Aburto, U., 2001. Biología del calamar gigante *Dosidicus gigas* Orbigny, 1835 (Cephalopoda: Ommastrephidae) en el Golfo de California, México. Tesis Doctoral. CICESE. Ensenada, B.C. México, 387 pp.
- Martínez-López, A., Cervantes-Duarte, R., Reyes-Salinas, A., Valdez-Holguín, J.E., 2001. Cambio estacional de clorofila a en la Bahía de La Paz, B.C.S., México. *Hidrobiológica*, 11, 45-52.
- Mathew, S., 2001. Small-scale fisheries perspectives on an ecosystem-based approach to fisheries management. Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem. Reykjavik, Iceland, 1-4 October 2001. [Available in <http://www.refisheries2001.org>]
- May, M.R., Beddington, J.R., Clark, C.W., Holt, S.J., Laws, R. M., 1979. Management of multispecies fisheries. *Science* 205, 267-277.
- McGoodwin, J.R., 1990. Crisis in the world's fisheries: people, problems and policies. Stanford University Press. California, pp. 235.
- Melo-Barrera, F.N., 2001. Edad y crecimiento del marlin rayado, *Tetrapturus audax* (Phillipi, 1887) en de Cabo San Lucas, B.C.S. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. La Paz, B.C.S., México, 76 pp.
- Menge, B.A., 2000. Top-down and bottom-up community regulation in marine rocky intertidal habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250, 257-289.
- Monaco, M.E., Ulanowicz, R.E., 1997. Comparative ecosystem trophic structure of three U.S. mid-Atlantic estuaries. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 161, 239-254.

- Morales-Bojórquez, E., Cisneros-Mata, M.A., Nevárez-Martínez, M.O., Hernández-Herrera, A., 2001. Review of stock assessment and fishery biology of *Dosidicus gigas* in the Gulf of California, Mexico. *Fisheries Research* 54, 83-94.
- Morales-Bojórquez, E., Hernández-Herrera, A., Nevárez-Martínez, M.O., Díaz-de-León-Corral, A.J., Rivera-Parra, G.I., Ramos-Montiel, A., 1997. Abundancia poblacional del calamar gigante (*Dosidicus gigas*) en las costas de Sonora, México. *Oceánides* 12, 89-95.
- Myers, R.A., Bowen, K.G., Barrowman, N.J., 1999. Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56, 2404-2419.
- Myers, R.A., Mertz, J., Fowlow, S., 1997. Maximum population growth rates and recovery times of Atlantic cod, *Gadus morhua*. *Fishery Bulletin* 95, 762-772.
- NOAA, 1997. Impact of sea lions and seals on Pacific Coast salmonids. NOAA Technical Memorandum NMFS-NWFSC-28.
- Odum, E.P., 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164, 262-270.
- Odum, W.E., Heald, E.J., 1975. The detritus-based food web of an estuarine mangrove community. In: Cronin, L.E. (Editor), *Estuarine research*, Vol. 1. Academic Press, New York, pp. 265-286.
- Paine, R.T., 1966. Food web complexity and species diversity. *American Naturalist*, 1000, 65-75.
- Palko, B.J., Beardsley, G.L., Richards, W., 1982. Synopsis of the biological data on dolphin-fishes, *Coryphaena hippurus* Linnaeus and *Coryphaena equiselis* Linnaeus. *FAO Fish. Synop.*, No. 130; NOAA Tech. Rep. NMFS Circ. 443.
- Palomares, M.L.D., Pauly, D., 1989. A multiple regression model for predicting the food consumption of marine fish populations. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.* 40, 259-273.
- Parsons, T.R., Maita, Y., Lalli, C.M., 1984. A manual of chemical and biological methods for seawater analysis. Pergamon. Oxford, UK, 173pp.

- Pauly, D., 1979. Theory and management of tropical multispecies stocks: a review with emphasis on the southeast Asian demersal fisheries. ICLARM Studies and Reviews 1.
- 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., 1982. Studying single-species dynamics in a tropical multispecies context. In: Pauly, D., Murphy, G.I. (Editors), Theory and management of tropical fisheries. ICLARM Conference Proceedings, No. 9. Manila, Philippines, pp. 33-70.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres, F., 1998. Fishing down marine food webs. Science 279, 860-863.
- Peláez-Mendoza, K., 1997. Hábitos alimenticios de la cabrilla sardinera *Mycteroperca rosacea* streets, 1877 (Pisces: Serranidae) en la Bahía de La Paz, Baja California Sur y zonas adyacentes. Tesis Profesional. UABCS. La Paz, B.C.S., México, 62 pp.
- Pérez-Mellado, J., Findley, L.T., 1985. Evaluación de la ictiofauna acompañante del camarón capturado en las costas de Sonora y Norte de Sinaloa, México. In: Yáñez-Arancibia, A. (Editor), Recursos pesqueros potenciales de México: La pesca acompañante del camarón. Programa Universitario de Alimentos. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología. UNAM. Instituto Nacional de la Pesca. México, pp. 201-254.
- Pimm, S.L., Hyman, J.B., 1987. Ecological stability in the context of multispecies fisheries. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 44, 84-94.
- Ralston, S., 1987. Mortality rates of snappers and groupers. In: Polovina, J.J., Ralston, S. (Editors.), Tropical snappers and groupers: biology and fisheries management. Westview Press, Inc. New York, pp. 375-403.
- Ralston, S., Polovina, J.J., 1982. A multispecies analysis of the commercial deep-sea handline fishery in Hawaii. Fish. Bull. 80, 435-448.

- Ramírez-Rodríguez, M., 1997. Producción pesquera en la Bahía de La Paz. In: Urbán-Ramírez, J., Ramírez-Ramírez, M. (Editors), La Bahía de La Paz, investigación y conservación. UABCS-CICIMAR-SCRIPPS, La Paz, B.C.S., México, pp. 273-282.
- Reiger H.A., Henderson, H.F., 1973. Towards a broad ecological model of fish communities and fisheries. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 102, 56-72.
- Reyes-Salinas, A., 1999. Factores que controlan la productividad primaria en la Bahía de La Paz, B.C.S. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN. La Paz, B.C.S., México, 122 pp.
- Reyna-Trujillo, M.M., 1993. Desarrollo gonádico y época de desove del huachinango (*Lutjanus peru*) Nichols y Murphy, 1922 (Pisces: Lutjanidae) en la Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. Tesis Profesional, Universidad de Guadalajara. Guadalajara, Jal., México, 73 pp.
- Rice, J., Gislason, H., 1996. Patterns of change in the size spectra of numbers and diversity of the North Sea fish assemblage, as reflected in surveys and models. *ICES J. Mar. Sci.* 53, 1214-1225.
- Rocha-Olivares, A., 1991. Edad y crecimiento del huachinango del Pacífico *Lutjanus peru* (Nichols y Murphy, 1922) (Perciformes: Lutjanidae) en la Bahía de La Paz y zonas adyacentes, B.C.S., México. Bachelor Thesis, Universidad Autónoma de Baja California Sur. México. 121 pp.
- Rocha-Olivares, A., 1998. Age, growth, mortality and population characteristics of the Pacific red snapper, *Lutjanus peru*, off the southeast coast of Baja California, Mexico. *Fish. Bull.* 96, 562-574.
- Rocha-Olivares, A., Gómez-Muñoz V.M., 1993. Validación del uso de otolitos para determinar la edad del huachinango del pacífico *Lutjanus peru* (Perciformes: Lutjanidae), en la Bahía de La Paz y aguas adyacentes, B.C.S., México. *Ciencias Marinas* 19, 321-331.
- Rodríguez-Medrano, M.C., 1990. Composición específica de la captura artesanal de escama de Isla Cerralvo, B.C.S., México. Tesis Profesional. UABCS. La Paz, B.C.S., México, 61 pp.

- Roger, C., 1993. Relationships among yellowfin and skipjack tuna, their prey-fish and plankton in the tropical western Indian Ocean. *Fish. Oceanogr.* 3, 1-9.
- Ross-Terrazas, M.J., 1988. Evaluación poblacional de dos especies de camarón que sostienen la pesquería de alta mar en el Norte y centro del Golfo de California. Bachelor Thesis, Universidad Autónoma de Baja California Sur. México. 70 pp.
- Sainsbury, K.J., 1982. The ecological basis of tropical fisheries management. In: Pauly, D., Murphy, G.I. (Editors), *Theory and management of tropical fisheries*. ICLARM Conference Proceedings, No. 9. Manila, Philipines, pp. 167-188.
- Sánchez F., Olaso, I., 2004. Effects of fisheries on the Cantabrian Sea shelf ecosystem. *Ecol. Model* 172, 151-174.
- Santamaría, A., Chávez, E.A., 1999. Evaluación de la pesquería de *Lutjanus peru* (Pisces: Lutjanidae) de Guerrero, México. *Rev. Biol. Trop.* 47, 571-580.
- Santamaría-del-Ángel, E., Alvarez-Borrego, S., Müller-Karger, F.E., 1994. Gulf of California biogeographic regions based on coastal zone color scanner imagery. *Journal of Geophysical Research* 99, 7411-7421.
- SEMARNAP, 2000a. *La gestión ambiental en México*. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, México, D.F. 374 pp.
- SEMARNAP, 2000b. *Anuario Estadístico de Pesca 1999*. Secretaría de Medio Ambiente Recursos Naturales y Pesca. México, D.F. 256 pp.
- Singh-Cabanillas, J., Vélez-Barajas, J.A., Fajardo-León, M.C., 1991. Estudio poblacional de la almeja chocolata *Megapitaria squalida* (Sowerby, 1835) en Punta Coyote, Bahía de La Paz, B.C.S. México. *Ciencia Pesquera*, 8, 7-22.
- Smith, A., Dalzell, P., 1993. Fisheries resources and management investigations in Woleai Atoll, Yap State, Federated States of Micronesia.. *Inshore Fish. Res. Proj., Tech. Doc.*, South Pacific Commission. Noumea, New Caledonia, 64 pp.

- Sparre, P., Venema, S.C., 1997. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. Parte 1, Manual. FAO Documento Técnico de Pesca No. 306, FAO, Roma, 420 pp.
- Terres, J., 1980. The Audubon Society Encyclopedia of North American Birds. Alfred A Knopf.
- Ueyanagi, S., Wares, P.G., 1975. Synopsis of biological data on striped marlin, *Tetrapturus audax* (Philippi, 1887). In: Shomura, R.S., Williams, F. (Editors), Proceedings of the international billfish symposium, Part 3. Species synopses. 9-12 August 1972. NOAA Tech. Rep. NMFS SSRF 675, pp. 132-159.
- Ulanowicz, R.E., 1986. Growth and development: ecosystem phenomenology. Springer Verlag, New York, 203 pp.
- Ulanowicz, R.E., 1997. Ecology, the ascendent perspective. Complexity in Ecological Systems Series. Columbia University Press. New York, 201 pp.
- Ulanowicz, R.E., Puccia, C.J., 1990. Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses* 5, 7-16.
- Urbán-Ramírez, J., Gómez-Gallardo-Unzueta, A., Palmeros-Rodríguez, M., Vázquez-Chávez, G., 1997. Los mamíferos marinos de la Bahía de La Paz, B.C.S. In: Urbán-Ramírez, J., Ramírez-Ramírez, M. (Editors), La Bahía de La Paz, investigación y conservación. UABCS-CICIMAR-SCRIPPS, La Paz, B.C.S., México, pp. 201-236.
- Urbán-Ramírez, J., Ramírez-Rodríguez, M. (Editors), 1997. La Bahía de La Paz, investigación y conservación. UABCS-CICIMAR-SCRIPPS, La Paz, B.C.S., México, 345 pp.
- Villavicencio-Garayzar, C.J., Mariano-Meléndez, E., Downtown-Hoffman, C., 1997. Tiburones capturados comercialmente en la Bahía de La Paz, B.C.S. In: Urbán-Ramírez, J., Ramírez-Ramírez, M. (Editors), La Bahía de La Paz, investigación y conservación. UABCS-CICIMAR-SCRIPPS, La Paz, B.C.S., México, pp. 189-200.
- Walsh, J.J., 1981. A carbon budget for overfishing off Peru. *Nature* 290, 200-304.

- Walters, C.J., Christensen, V., Pauly, D., 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balanced assessments. *Rev. Fish Biol. Fish.* 7, 139-172.
- Waluda, C.M., Trathan, P.N., Rodhouse, P.G., 2004. Synchronicity in southern hemisphere squid stocks and the influence of the Southern Oscillation and Trans Polar Index. *Fish. Oceanogr.* 13, 255–266.
- Warburton, K., 1979. Growth and production of some important species of fish in a Mexican coastal lagoon system.. *J. Fish Biol.* 14, 449-464.
- Wells, R., 1984. The food of the grey mullet (*Mugil cephalus* L.) in Lake Waahi and the Waikato River at Huntly. *N.Z. J. Mar. Freshwat. Res.* 18, 13-19.
- Whitehead, P.J.P., Rodríguez-Sánchez, R., 1995. Clupeidae: sardinas, sardinetas, machuelos, sábalos, piquitingas. In: Fisher, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K.E., Niem, V.H. (Editors), *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro Oriental. Vol. II. Vertebrados. Parte 1.* FAO, Rome, pp. 1015-1025.
- Wiebe, P.H., Madin, L.P., Haury, L.R., Harbison G.R., Philbin, L.M., 1979. Diel vertical migration by *Salpa aspera* and its potential for large-scale particulate organic matter transport to the deep-sea. *Marine Biology*, 53, 249-255.
- Zetina-Rejón, M.J., Arreguín-Sánchez, F., Chávez, E.A., 2003. Trophic structure and flows of energy in the Huizache-Caimanero lagoon complex on the Pacific coast of México. *Est. Coast. Shelf Sci.* 57, 803-815.