

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



***MANEJO DE LOS RECURSOS DEL ECOSISTEMA DEL NORTE
DEL GOLFO DE CALIFORNIA: INTEGRANDO EXPLOTACIÓN Y
CONSERVACIÓN***

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS**

P R E S E N T A

DIEGO LERCARI BERNIER

DIRECTOR DE TESIS

DR. FRANCISCO ARREGUÍN SÁNCHEZ

LA PAZ, BAJA CALIFORNIA SUR

MAYO 2006



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL

SECRETARIA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO

ACTA DE REVISION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 9:00 horas del día 26 del mes de Mayo del 2006 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis de grado titulada:

“MANEJO DE LOS RECURSOS DEL ECOSISTEMA DEL NORTE DEL GOLFO DE CALIFORNIA: INTEGRANDO EXPLOTACIÓN Y CONSERVACIÓN”

Presentada por el alumno:

LERCARI

Apellido paterno

BERNIER

materno

DIEGO

nombre(s)

Con registro:

A	0	3	0	4	2	7
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante al grado de:

DOCTOR EN CIENCIAS MARINAS

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

LA COMISION REVISORA

Director de tesis
PRIMER VOCAL

DR. FRANCISCO ARREGUÍN SÁNCHEZ

PRÉSIDENTE

DR. DANIEL LLUCH BELDA

SECRETARIO

DR. MANUEL JESÚS ZETINA REJÓN

SEGUNDO VOCAL

DR. ERNESTO AARÓN CHÁVEZ ORTIZ

TERCER VOCAL

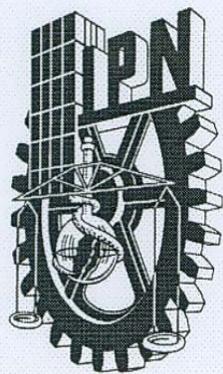
DR. ROBERT EDWARD ULANOWICZ

EL PRESIDENTE DEL COLEGIO

DR. RAFAEL CERVANTES DUARTE



I. P. N.
CICIMAR
DIRECCIÓN



**INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 29 del mes Mayo del año 2006, el (la) que suscribe DIEGO LERCARI BERNIER alumno(a) del

Programa de DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS

con número de registro A030427 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo al dirección de:

DR. FRANCISCO ARREGUÍN SÁNCHEZ y cede los derechos del trabajo titulado:

“MANEJO DE LOS RECURSOS DEL ECOSISTEMA DEL NORTE DEL GOLFO DE CALIFORNIA:
INTEGRANDO EXPLOTACIÓN Y CONSERVACIÓN”

al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

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

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

DIEGO LERCARI BERNIER

nombre y firma

Agradecimientos

En primera instancia estoy sumamente agradecido al Dr. Francisco Arreguín Sánchez, por aceptarme en sus filas y por conducirme apaciblemente por el camino de sus enseñanzas. También agradezco enormemente la formación y el apoyo que me proporcionaron mis asesores, Dr. Daniel Luch-Belda, Dr. Ernesto Chávez-Ortiz, Dr. Robert Ulanowicz y Dr. Manuel Zetina-Rejón. También estoy en deuda por una cosa u otra, con los profesores del CICIMAR, Dr. John Elorduy-Garay, Dr. David Auriolos Gamboa y Dr. Mauricio Ramírez-Rodríguez. También agradezco sinceramente la ayuda esencial que me brindaron, el Lic. Humberto Ceseña, la Lic. Teresa Barriga y el Lic. César López.

Muchos investigadores de varias instituciones colaboraron desinteresadamente con mi trabajo: M.C. Verónica Morales Zárate (CIBNOR), M.C. Héctor Lozano (UBC), M.C. Alejandro Espinosa (UABC), Dra. Gabriela Montaña (UABC), Dr. Alberto Aragón Noriega (CIBNOR), Dra. Juana López Martínez (CIBNOR), M.C. Alma Rosa García-Juárez (CRIP-Guaymas), Lic. Oscar Pedrín, Dr. Luis Calderón (CICESE), Dra. Ana María Escofet (CICESE) y el Dr. Eric Mellink (CICESE).

Deseo agradecer por su parte a varias excelentes personas que me dieron todo tipo de apoyo (cada uno sabrá por que lo digo) durante el período de realización de este trabajo: Hugo Galván-Piña, Pablo del Monte, Víctor Cruz-Escalona, Farid Tabash, Marisela Gorostieta, Luis Salcido, Andrés Milessi, Nicolás Gutiérrez, Omar Defeo, Gastón Baccino, Danilo Calliari, Luis Felipe Beltrán, Alejandra Chávez, Gladis López-Ibarra, Enrique Arcos, Eleonora Celentano, Paula Angeloni, Diego Pertuzzo y por supuesto a Diana Szteren!

Este trabajo no podría haber sido realizado sin el apoyo económico de la Secretaría de Relaciones Exteriores de México, que me proporcionó una beca para estudios de posgrado durante la mayor parte del tiempo que me llevó culminar esta Tesis. También el programa PIFI del IPN me apoyó en ese sentido, por lo que expreso mi agradecimiento a ambas instituciones. Deseo agradecer a los proyectos: Investigaciones para el manejo de pesquerías en el contexto del ecosistema (IPN-CGPI); Análisis de las posibles causas del colapso de la pesquería de Totoaba en el alto Golfo de California (CONACYT-SEMARNAT); Áreas marinas protegidas como estrategia para el manejo de pesquerías sustentables (IPN-CGPI); Integrating Multiple Demands on Coastal Zones with Emphasis on Aquatic Ecosystems and Fisheries (INCOFISH. UNION EUROPEA).

Índice

<i>Acta de revisión</i>	¡Error! Marcador no definido.
Agradecimientos	4
Glosario	9
Índice de figuras	14
Índice de tablas	17
Resumen	18
Abstract	20
Introducción General	22
Introducción	22
Manejo basado en el ecosistema	23
Áreas Marinas Protegidas	25
Justificación	26
Objetivos	28
Antecedentes del área de estudio	29
Caracterización regional	29
Mecanismos de ordenación aplicados en el NGC	33
Pesca de camarón	33
Pesca de agalla	35
Áreas Marinas Protegidas en el Norte del Golfo de California	37
Protección: Zona Núcleo	38
Protección con uso activo: Zona de Amortiguamiento.....	38
Aprovechamiento con control: Zona de Amortiguamiento	38
Nuevo polígono: Refugio para la protección de la vaquita	39
Metodología	39
Modelación y simulación	40
Ecopath, Ecosim y Ecospace	41
Estrategia de investigación	43
Resultados Primera Sección	
Modelo trófico del norte del Golfo de California: descripción de la estructura y flujos de biomasa del ecosistema	45
Introducción	46
Aproximación Ecopath-Ecosim	46
Objetivos.....	48
Métodos	49
Estructura del modelo.....	49
Parametrización.....	51

Descripción del Ecosistema – Estructura y Funcionamiento	55
Análisis básico	55
Índices globales del sistema	56
Total de flujos del sistema	56
Producción primaria del sistema / respiración	57
Producción primaria del sistema / biomasa	57
Biomasa del sistema / total de flujos	57
Producción neta del sistema	57
Respiración del sistema / biomasa	58
Índice de conectancia (IC).....	58
Índice de Omnivoría del sistema	58
Índice de solapamiento de nicho trófico	59
Análisis de redes.....	59
Agregación trófica	61
Producción Primaria Requerida	62

Resultados.....63

Parametrización.....	63
Análisis básico – estructura trófica	69
Índices globales del sistema.....	72
Análisis de redes	73
Índices de flujos- medidas de estructura.....	73
Agregación trófica	75
Análisis de impactos tróficos mixtos.....	75

Discusión.....79

Origen y calidad de datos	79
Análisis básico – estructura trófica	80
Índices Globales del sistema	81

Conclusiones.....91

Resultados Segunda Sección

Simulaciones temporales de opciones de manejo en el Norte del Golfo de California..93

Introducción.....94

Antecedentes.....	94
Justificación	96
Objetivos.....	97

Métodos.....97

Modelo Ecosim	97
Datos para el NGC	98
Validación	98
Simulaciones temporales – Efectos de la pesca	100
Estrategias de manejo	102

Resultados.....106

Validación	106
Simulaciones temporales – efectos de la pesca	108
Estrategias de manejo	115

Discusión	119
Validación	120
Efectos de la pesca	122
Estrategias optimas de pesca.....	127
Conclusiones.....	131
<i>Resultados Tercera Sección</i>	
<i>Simulación espacial de opciones de manejo en el Norte del Golfo de California</i>	132
Introducción	133
Objetivos.....	136
Métodos	136
El modelo Ecospace	136
Mapa base y definición de hábitat preferencial.....	137
Preferencias de hábitat y tasas de dispersión	138
Operación de Flotas pesqueras.....	142
Escenarios de simulación	143
Resultados	144
Situación actual	144
Escenarios de simulación	147
Discusión	154
Aspectos generales	154
Evaluación de efectos de diseño de AMP en el NGC.....	155
Conclusiones.....	163
<i>Discusión general.....</i>	165
Alcance y aplicabilidad de los resultados	168
<i>Recomendaciones</i>	171
Metodológicas	171
De manejo	172
<i>Bibliografía.....</i>	173
<i>Anexos.....</i>	192

Glosario

Áreas Marinas Protegidas (AMP): Área geográfica con límites discretos que ha sido designada para potenciar la conservación de la biodiversidad o los recursos marinos.

Ascendencia: el total de flujos del sistema escalado por la información mutua promedio. Forma de cuantificar el crecimiento y el desarrollo del ecosistema.

Balance de masa: estado en que la producción de biomasa iguala a las pérdidas (depredación, respiración y exportación) en un grupo funcional o en todo el ecosistema.

Capacidad de Desarrollo: Límite asintótico superior de la ascendencia.

Conectancia: cociente entre el número real de ligas sobre el número de ligas posibles $((N-1)^2)$; donde N = número de grupos) entre los componentes del sistema.

Control del Flujos: forma en que se controlan los flujos y la biomasa de cada grupo en el ecosistema. Los dos extremos de este gradiente son el control por depredadores (arriba-abajo) y el control por la presa (abajo-arriba).

Control arriba-abajo: (por depredador; top-down; Lotka-Volterra: la cantidad de presa consumida es función de la biomasa del depredador (los depredadores codeterminan que tanto se consume de la presa). Bajo el concepto de área de alimentación seguido en Ecosim, altas vulnerabilidades representarán control arriba-abajo.

Control abajo-arriba: (por presa; bottom-up): la cantidad de presa consumida es función del comportamiento de la presa (las presas codeterminan la biomasa de los depredadores). Bajo el concepto de área de alimentación seguido en Ecosim, bajos valores de vulnerabilidad representa control abajo-arriba.

Ecopath: Programa de computación para la implementación de modelos tróficos estáticos de ecosistemas, basado en los flujos balanceados de biomasa entre sus componentes. Permite la descripción del ecosistema y otras diversas aplicaciones.

Ecoranger: subprograma de Ecopath, para considerar la incertidumbre de los datos y producir (mediante remuestreo) nuevos modelos que satisfagan cierto conjunto de restricciones.

Ecosim: Programa de computación para la implementación de modelos tróficos temporalmente dinámicos, basados en modelos Ecopath. Entre otras aplicaciones, permite desarrollar simulaciones de escenarios pesqueros y ambientales y registrar los efectos en el ecosistema.

Ecosistema: sistema integral de especies vivientes, sus hábitat y los procesos que lo afectan.

Ecospace: Programa de computación para la implementación de modelos tróficos espacialmente explícitos, basados en modelos Ecopath y Ecosim. Permite simular las consecuencias de cambios en los patrones espaciales de esfuerzo, productividad, etc.

Eficiencia ecotrófica: fracción de la producción de un grupo que es utilizada (consumida, respirada, exportada) en el sistema.

Factores ambientales forzantes: series temporales de variables ambientales (bióticas o abióticas) aplicadas sobre los componentes del modelo para forzar la validación temporal.

Grupo Funcional: Agrupación arbitraria de especies con similitudes en su forma o preferencias tróficas.

Índice de fuerza de interacción: suma de todos los cambios relativos de biomasa luego de la remoción del grupo por 30 años, cuantifica la importancia del grupo removido en términos de cambios totales de biomasa en el ecosistema.

Índice de Omnivoría: varianza del NT de las presas de un consumidor (sensu Pauly, 1993)

Índice de solapamiento de nicho trófico: medida del grado de sobreposición de las dietas de dos depredadores.

Información Mutua Promedio: cuantifica el grado en que la autocatálisis ha organizado (o desarrollado) la estructura de flujos del sistema.

Manejo basado en el ecosistema (ecosistémico): decisiones de manejo que incluyen una amplia conciencia de las consecuencias de la pesca u otras perturbaciones en el ecosistema y que reconoce la necesidad del entendimiento de las interacciones multiespecíficas y la alteración de la estabilidad del ecosistema (FAO, 1979).

Manejo basado en especie (tradicional, uniespecífico): estrategias de administración de los recursos pesqueros, enfocados en la especie objetivo de la pesquería, generalmente usando métodos basados en la dinámica poblacional del recurso.

Modelo: formulación de postulados, datos e inferencias presentadas como una descripción formal de un fenómeno natural o un sistema.

Modelo trófico: representación de un ecosistema basada en las relaciones alimenticias entre los componentes.

Nivel trófico: Clasificación (NT discretos) o cuantificación (NT fraccionarios) de la posición trófica de los organismos y de las flotas en el ecosistema.

Overhead: Diferencia entre la capacidad de desarrollo y la ascendencia. Es complementario a la Ascendencia y cuantifica la ineficiencia e incoherencia presentes en el sistema, representa los grados de libertad disponibles en el sistema y el potencial de adaptación a nuevas circunstancias.

Pedigrí de datos: Categorización del origen de un dato determinado, especificando su incertidumbre asociada. El producto de todos datos de un modelo es el Índice de Pedigrí.

Reserva de la Biosfera (RB): Categoría de área marina protegida definida en el sistema de UNESCO-MAB.

Simulación: imitación del comportamiento de un sistema mediante un modelo.

Sistema: conjunto de ítems individuales ensamblados en un único todo integrado.

Sostenible (sustentable): utilización de un recurso renovable de forma tal que se retenga la capacidad de regeneración del mismo y que no cause deterioro ambiental ni pérdida de biodiversidad nativa.

Total de flujos del sistema: suma total de los cuatro componentes de flujos de un ecosistema, es decir, los flujos totales de consumo, exportación, detritus, respiratorios. Cuantifica el tamaño (crecimiento) del sistema.

Validación: cualquier proceso diseñado para evaluar la correspondencia entre un modelo y el sistema modelado; técnicas estadísticas disponibles para probar la bondad de ajuste de datos empíricos.

Vulnerabilidad: tasa de transferencia entre el componente de biomasa vulnerable y el no vulnerable a la depredación en el modelo Ecosim.

Índice de figuras

Figura 1. Mapa de la región NGC, en donde se enmarca la zona de estudio (la línea punteada representa el límite sur de la misma). Se muestra el emplazamiento de la Reserva de la Biosfera y de los principales puertos pesqueros.	32
Figura 2. Análisis comparativo del cociente R/B (\bar{x} media \pm ES, línea continua) en 13 grupos funcionales tomados de 15 modelos ecotróficos (Anexo 3). Estimaciones del presente estudio: ○ línea punteada.	66
Figura 3. Comparación entre diferentes métodos, especies y áreas de estimaciones de mortalidad por pesca (F) de camarones. GoM: Golfo de México; Teh: Tehuantepec; Sin: Sinaloa; Son: Sonora (valores de referencia, tomados de López-Martínez, 2000); NGC: este trabajo; NGCF: Norte del Golfo de California, estimado mediante FISMO; NGC80: Norte del Golfo de California, década de 1980.	68
Figura 4. Tendencias de algunos parámetros estimados por el modelo, con respecto al NT de cada uno de los grupos. a) Índice de Omnivoría; b) Flujo a detritus; c) Respiración; d) Producción; e) Consumo, f) Ascendencia.	71
Figura 5. Índice de solapamiento de nicho trófico estimado por Ecopath para las especies protegidas(a) <i>Totoaba macdonaldi</i> adulto, (b) <i>Totoaba macdonaldi</i> juvenil y (c) y <i>Phocoena sinus</i>	74
Figura 6: Diagrama de flujos (espina de Lindeman) simplificado por niveles tróficos discretos así como las magnitudes de los principales tipos de flujos en el ecosistema del NGC (flujos de biomasa en $t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$).	76
Figura 7. Impactos tróficos mixtos, mostrando el efecto de 14 grupos seleccionados, sobre todos los otros componentes del modelo. PP, Puerto Peñasco; SF, San Felipe; SC, Santa Clara. Nótese las diferentes escalas usadas en el eje y.	77
Figura 8. Impactos tróficos mixtos, mostrando el efecto de las 9 flotas consideradas para el NGC, sobre todos los otros componentes del modelo. Nótese las diferentes escalas usadas en el eje y. PP, Puerto Peñasco; SF, San Felipe; SC, Santa Clara.	78
Figura 9. Series temporales observadas (puntos) y estimadas (línea) para el escenario validado del modelo Ecosim del NGC. a) <i>Lytopenaeus stylirostris</i> ; b) <i>Farfantepenaeus californiensis</i> ; c) <i>Totoaba macdonaldi</i> ; d) <i>Zalophus californianus</i>	107
Figura 10. Series temporales de biomasa de las especies protegidas, estimadas por Ecosim simulando prohibición total de pesca en el NGC. a) <i>Totoaba macdonaldi</i> adulto; b) <i>Totoaba macdonaldi</i> juvenil; c) <i>Phocoena sinus</i>	109
Figura 11. Porcentaje de cambio de la biomasa estimada de todos los componentes del sistema, resultado de la prohibición total de la pesca en el NGC. Se muestran los diferentes tipos de control asumidos.	110
Figura 12. Series temporales de biomasa de las especies protegidas, estimadas por Ecosim simulando el incremento al doble de toda de pesca en el NGC. a) <i>Totoaba macdonaldi</i> adulto; b) <i>Totoaba macdonaldi</i> juvenil; c) <i>Phocoena sinus</i>	112
Figura 13. Porcentaje de cambio de las biomasa estimadas de todos los componentes del sistema, resultado de la duplicar toda la pesca en el NGC. Se muestran los diferentes tipos de control asumidos.	113
Figura 14. Índice de fuerza de interacción (i.e. cambio en biomasa total del sistema, luego de remoción del grupo) de cada componente del ecosistema del NGC, incluyendo las flotas consideradas de forma agrupada.	114

Figura 15. Análisis de riesgo (simulación de lazo cerrado), mostrando las tendencias temporales de biomasa, luego de la aplicación de la estrategia óptima de pesca considerada más viable. Las líneas punteadas representan los niveles de biomasa 0.5B y 2B y la densidad de las líneas de biomasa indica la incertidumbre en cada grupo (200 repeticiones).	117
Figura 16. Superficie de variación del criterio de repoblamiento (ver escala a la derecha) con respecto a los pares de criterios: a) ecológico – económico; b) ecológico – social; c) económico – social.	118
Figura 17. a) Definición espacial de los hábitat considerados para el modelo Ecospace en el norte del Golfo de California. 1) > 200 m; 2) < 100 m; 3) 100-200m; 4) Delta RC; 5) Rocoso; 6) Bahías y esteros; 7) Vaquita marina; b) Definición espacial de las áreas marinas protegidas c) Definición de áreas de productividad primaria relativas.	139
Figura 18. Resultados de la simulación de distribución de biomasa relativa para todos los grupos funcionales del modelo contemplando la distribución actual del esfuerzo pesquero.....	145
Figura 19. Resultados de la simulación de distribución de biomasa relativa para grupos funcionales relevantes del modelo contemplando la distribución actual del esfuerzo pesquero.....	146
Figura 20. Resultados de la simulación de distribución de biomasa relativa para grupos funcionales relevantes del modelo contemplando la distribución actual del esfuerzo pesquero.....	146
Figura 21. Mapas de distribución de biomasa simulada de grupos relevantes en el NGC, suponiendo la inexistencia de la RB (1a).....	147
Figura 22. Gráfica de cambio porcentual de biomasa de todos los grupos del modelo, resultante de simular la no existencia de la RB (1a).....	147
Figura 23. Mapas de distribución de biomasa simulada de grupos relevantes en el NGC, resultante de la implementación del Refugio para la Vaquita (1b).....	148
Figura 24. Gráfica de cambio porcentual de biomasa de todos los grupos del modelo, resultante de la implementación del Refugio para la Vaquita (1b).....	148
Figura 25. Mapas de distribución de biomasa simulada de grupos relevantes en el NGC, resultantes de la prohibición de todas las actividades pesqueras en la zona núcleo, zona de amortiguamiento y refugio para la Vaquita (1c).	149
Figura 26. Gráfica de cambio porcentual de biomasa de todos los grupos del modelo, resultante la prohibición de todas las actividades pesqueras en la zona núcleo, zona de amortiguamiento y refugio para la Vaquita (1c).	149
Figura 27. Mapas de distribución de biomasa simulada de grupos relevantes en el NGC, resultante la prohibición total de actividades pesqueras en toda el área de estudio (1d).	150
Figura 28. Gráfica de cambio porcentual de biomasa de todos los grupos del modelo, resultante la prohibición total de actividades pesqueras en toda el área de estudio (1d).	150
Figura 29. Mapas de distribución de biomasa simulada de grupos relevantes en el NGC, resultante de la aplicación de la estrategia viable de pesca y de simular la inexistencia de la RB (2a).	151
Figura 30. Gráfica de cambio porcentual de biomasa de todos los grupos del modelo, resultante la aplicación de la estrategia óptima de pesca y de simular la inexistencia de la RB (2a).	151

Figura 31. Mapas de distribución de biomasa simulada de grupos relevantes en el NGC, resultante de la aplicación de la estrategia viable de pesca y de simular la existencia de la RB y la implementación del Refugio para la Vaquita (2b)..... 152

Figura 32. Gráfica de cambio porcentual de biomasa de todos los grupos del modelo, resultante la aplicación de la estrategia viable de pesca y de simular la existencia de la RB y la implementación del Refugio para la Vaquita (2b)..... 152

Figura 33. Cambios porcentuales de biomasa, luego de la simulación de cada escenario de manejo espacial evaluado. a) Especies protegidas; b) especies de mayor valor comercial. 1a. eliminación de la RB; 1b. Implementación del Refugio; 1c prohibición de pesca dentro de área de amortiguamiento; 1d. prohibición total de pesca en todo el NGC; 2a. estrategia viable de pesca, sin RB; 2b. estrategia viable de pesca con reserva y refugio..... 153

Índice de tablas

Tabla 1. Nombre común y especies representativas de los grupos incluidos en el modelo trófico del NGC. También se muestran las referencias a las fuentes de información de donde se obtuvieron los datos de entrada.....	50
Tabla 2. Datos utilizados como valores de entrada básicos para el modelo trófico del NGC para cada uno de los grupos considerados.....	53
Tabla 3. Matriz depredador-presa del modelo remuestreado del ecosistema del NGC. Los valores representan la proporción (en peso húmedo de biomasa) de cada grupo presa (horizontal) en la dieta de cada grupo depredador (vertical)	64
Tabla 4. Estimaciones primarias realizadas para cada grupo trófico del modelo remuestreado del ecosistema del NGC.....	65
Tabla 5. Estimaciones de los cocientes: respiración/asimilación (R/A), producción/respiración (P/R), producción consumo (P/Q) y respiración/biomasa (R/B), para cada grupo representado en el modelo trófico del NGC.....	67
Tabla 6. Estimaciones complementarias del modelo trófico del NGC, para cada grupo funcional.....	70
Tabla 7. Estadísticos globales descriptores del ecosistema del NGC, comparados con el promedio (\pm DE) respectivo, obtenido de 31 modelos de ecosistemas de zonas templadas y tropicales (Anexo 2).	72
Tabla 8. Valores totales de atributos del ecosistema del NGC y porcentajes de participación de diferentes componentes seleccionados.....	73
Tabla 9. Valores socioeconómicos utilizados como dato de entrada para la búsqueda de estrategias óptimas de pesca.....	103
Tabla 10. Resultados de la búsqueda de estrategias de optimización del esfuerzo pesquero. Arriba se indican las estrategias que maximizan a cada criterio. Sombreado, se muestra una selección de las estrategias viables. También se incluye el valor promedio y el desvío estándar de todas las estrategias consideradas viables.....	116
Tabla 11. Análisis de correlación lineal simple entre los valores de los múltiples criterios de la función objetivo de lazo abierto para el NGC.	119
Tabla 12. Asignación de hábitat preferenciales de distribución para todos los grupos.....	140
Tabla 13. Asignación de las diferentes flotas (gris) a los ambientes y a las AMP (negro) representando la situación pesquera actual en el NGC. (+ : la flota opera en ese ambiente).....	142
Tabla 14. Escenarios simulados por el modelo ecosistémico espacial del NGC, para explorar los efectos de distintos diseños de protección espacial del ecosistema.....	143
Tabla 15. Cambios porcentuales en indicadores básicos pesqueros resultantes de la simulación de todos los escenarios considerados de restricciones espaciales. Los valores corresponden a los cambios totales en el NGC, considerando a las flotas agrupadas.....	154

Resumen

En esta Tesis se realizó un análisis ecosistémico enfocado en la explotación de los recursos y en la conservación de diversidad y especies en el norte del Golfo de California, utilizando como herramienta la modelación de flujos de biomasa y simulaciones dinámicas temporales y espaciales. En primera instancia, se representó de forma estática al ecosistema mediante un modelo Ecopath que incluyó 34 grupos funcionales, desde productores primarios hasta depredadores superiores y manifiestamente a especies relevantes por su valor comercial o de conservación (e.g. *Lytopenaeus stylirostris*; *Phocoena sinus*, *Totoaba macdonaldi*). El modelo trófico desarrollado es coherente, consistente y satisfactorio como base para la realización de simulaciones temporales y espaciales. La mayoría de los atributos del ecosistema pueden considerarse comparativamente típicos, pero los relacionados a la productividad primaria difieren de los valores promedio de ecosistemas de templados y tropicales y denotan un estado particular del norte del Golfo de California sobre el gradiente de evolución del ecosistema. Las especies objeto de protección (vaquita y totoaba) contribuyen escasamente con el total del sistema en términos de biomasa, flujos y organización y actúan como depredadores superiores con un amplio solapamiento de nicho trófico. Se pone en evidencia la posible ocurrencia de efectos indirectos en el ecosistema y se reflejan adecuadamente los conflictos entre la pesca y la conservación. Por otra parte, las simulaciones temporales de cambios en el esfuerzo pesquero permitieron evaluar los efectos de la pesca sobre los componentes del mismo y en particular las especies protegidas. Adicionalmente, se utilizó un procedimiento de optimización de criterios múltiples (económicos, ecológicos, sociales y de conservación) para buscar patrones temporales de esfuerzo pesquero viables, que reduzcan los conflictos de interés. Los resultados de estas simulaciones indican que el modelo de simulación dinámica permitió representar series

históricas de datos de referencia, lo que demarca la capacidad heurística de sus predicciones. Los efectos de la pesca sobre las especies amenazadas y sobre otros componentes del sistema quedaron en evidencia al simular cambios radicales en el esfuerzo pesquero. También es notorio que tanto la vaquita como la totoaba tienen la capacidad trófica de incrementar sus biomásas. Por otra parte, la búsqueda de estrategias viables de pesca conduce a patrones temporales de esfuerzo, consistentes con los ya propuestos por otros estudios; es decir, disminución de la flota camaronera industrial y de la pesca con redes agalleras y un aumento de pesca de camarón con chinchorro de línea (u otras artes más selectivas). La mayor conflictividad proviene de la colisión de intereses sociales y conservacionistas, mientras que el sector económico se muestra relativamente independiente de los conflictos. Por último, el modelo ecosistémico espacial representó adecuadamente la distribución conocida de biomasa de diversos grupos del ecosistema y permitió evaluar cuantitativamente los efectos ecológicos del establecimiento de áreas marinas protegidas en la región. En cuanto a la ya establecida Reserva de la Biosfera, la mayor protección se produce sobre peces componentes de la fauna de acompañamiento del camarón, seguido de grupos objetivo de pesca, tales como sciaenidae y camarones, produciendo mayores beneficios sobre la totoaba que sobre la vaquita. Por su parte, el nuevo refugio para la protección de la vaquita produciría un efecto positivo sobre la biomasa del cetáceo sin aportar protección adicional a la totoaba y podría desencadenar efectos indirectos sobre otros grupos (cascadas tróficas). Los mayores beneficios para la protección de la vaquita y la totoaba se obtendrían en situaciones hipotéticas en las que las áreas restringidas deberían incrementarse. En el caso de adoptarse la estrategia de pesca viable, los efectos de las áreas marinas protegidas serían atenuados por la reducción general del esfuerzo pesquero y permitirían menores restricciones espaciales de la pesca.

Abstract

An ecosystem analysis was developed focused on resource exploitation and biodiversity conservation at the Northern Gulf of California. The main tools employed were the trophic ecosystem models and dynamic simulations. The ecosystem was represented by an Ecopath model that included 34 functional groups, from primary producers to top predators, explicitly including the most relevant species in the area (e.g. *Lytopenaeus stylirostris*; *Phocoena sinus*, *Totoaba macdonaldi*). The implemented trophic model appears logic, consistent and satisfactory as a basis for temporal and spatial simulations. Most ecosystem attributes may be considered comparatively typical; however, those related to the ecosystem primary productivity differ from the mean values estimated for other tropical and temperate ecosystems. Protected species (vaquita and totoaba) acted as top predators with wide trophic overlap and with very low contribution to the total system flows, biomass and organization. Temporal simulations of changing fishing effort allow the evaluation of the effects of fishing on the ecosystem components and, particularly, on protected species. Additionally, formal optimization methods were applied for the purpose of searching temporal patterns of fishing effort that might minimize the conflicts of interests (viable strategies). The results of such simulations showed the capability of the model to represent reference temporal series of relative biomass. Fisheries effects on protected species as well as on other ecosystem components were evident when radical changes in fishing rates were simulated. Both vaquita and totoaba have potential to increase their biomasses. The search for viable fishing strategies results in effort patterns highly consistent with those proposed for other studies, that is, decrease in the industrial shrimp fleet, decrease in the gillnet fishing fleet, and increase of the artisanal shrimp fleet. The main conflicts seem to take place between social and conservationist interests, while the economic and ecological benefits seems to be

relatively independent. Finally, the spatial ecosystem model adequately represented the known distribution of some groups and allows for a quantitative assessment of the ecosystem effects of the marine protected areas implemented in the region. The already established Biosphere Reserve produces important positive effects on fishes components of the shrimp bycatch, sciaenidae and shrimps. The reserve produces higher benefits on the totoaba than on vaquita. The new refuge for the vaquita protection produces a positive effect on the cetacean biomass without increasing the protection for the totoaba, and could generate indirect effects on the ecosystem (trophic cascades). The highest conservation benefits for the vaquita and totoaba could be achieved in hypothetical situations, where the protected areas are increased. If the viable fishery strategies were implemented, marine protected areas effects could be moderated by the general reduction in the fishing effort, and then minor spatial restrictions could be considered.

Introducción General

Introducción

Esta tesis refleja un proceso de investigación de más de tres años durante los que se organizó cuantiosa información que permitió representar cuantitativamente a la mayor parte del ecosistema del norte del Golfo de California (de aquí en adelante: NGC). Una vez obtenida esta representación (modelo) fue posible simular intervenciones en el sistema y predecir temporal y espacialmente las consecuencias en términos de cambios de biomasa y capturas de cada uno de los componentes del modelo. Siguiendo esta necesaria secuencia metodológica, esta investigación se estructura conforme a los lineamientos propuestos por el Reglamento de Estudios de Postgrado del IPN. En la Introducción se presenta el contexto del trabajo, se incluye una breve justificación, los objetivos y se revisan los antecedentes del área de estudio. En la Metodología se abordan aspectos generales de modelación y simulación, se hace énfasis en los antecedentes generales de la principal herramienta computacional utilizada en la elaboración de esta tesis y se delinea la estrategia global de la investigación. Los Resultados están divididos en tres secciones básicas, cada una abordando aspectos particulares de la investigación y que siguen la estructura fundamental de un artículo científico conteniendo, por lo tanto, su propia Introducción, Métodos, Resultados y Discusión. En la primera sección de los resultados se detalla el procedimiento seguido para la elaboración de un modelo trófico del NGC y consecutivamente se hace una exhaustiva caracterización de la estructura y los flujos de biomasa del ecosistema. En la segunda sección se describen los métodos y resultados de simulaciones temporales realizadas mediante el modelo trófico. De esta forma se exploran las consecuencias de cambios en tasas de pesca de las diferentes flotas consideradas en el estudio. En la tercera

sección se exponen los resultados de simulaciones espaciales del ecosistema, incluyendo evaluaciones de los efectos de las Áreas Marinas Protegidas (de aquí en adelante AMP) en la zona. Por último, se plantea una discusión general a los efectos de integrar los diferentes análisis de simulación y exponer algunos lineamientos básicos de manejo ecosistémico para el NGC.

Manejo basado en el ecosistema

El incremento histórico de la población mundial, demanda de alimentos y la industrialización, llevaron a la explotación desmedida de algunos de los recursos marinos (FAO, 1995; 2002; 2004) y a consecuentes perturbaciones de los ecosistemas naturales. De aquí surge la necesidad de tomar acciones concientes a la administración de los recursos a fin de alcanzar o mantener objetivos específicos (e.g. económicos, sociales o ecológicos). En este contexto, manejo pesquero es definido por la FAO (Código de Conducta para la Pesca Responsable; 1995) como el *proceso integrado de adquisición de información, análisis, planeación, decisiones, reparto de recursos y formulación de regulaciones pesqueras, por las cuales las autoridades controlan el comportamiento presente y futuro de los componentes de la pesquería, a los efectos de asegurar la continuidad de la productividad de esos recursos.* Este proceso se efectúa mediante estrategias o planes de ordenación pesquera que especifican las técnicas de evaluación, las reglas de control y su implementación. En este esquema, es necesario comparar mediante algún tipo de modelación, simulación y predicción, los resultados futuros de aplicar diferentes estrategias de administración en una pesquería.

Tradicionalmente, las estrategias de manejo pesquero se han centrado en la especie objetivo de la pesquería usando métodos basados en la dinámica poblacional (Beverton et al,

1993; Sparre & Venema, 1995). De aquí proceden expresiones como manejo tradicional, manejo basado en especie y manejo uniespecífico, que son comúnmente aplicados a la aproximación de manejo pesquero prevaleciente en la actualidad en la mayoría de las pesquerías del mundo. Sin embargo, es evidente que los componentes del ecosistema interactúan entre sí y las acciones de los usuarios sobre los recursos afectan directa o indirectamente a los individuos no objetivo, influenciando la estructura y función de los ecosistemas. Considerar este tipo de interrelaciones en los planes de manejo pesquero conduciría a una ordenación en la que podrían resolverse los conflictos derivados de dichas interacciones (García et al, 2003) al mismo tiempo que se obtendrían los mayores beneficios económicos sociales y ecológicos posibles. Por otra parte, debido al reconocimiento de los efectos que la pesca produce en los ecosistemas marinos, los objetivos de conservación de la biodiversidad y ciertos grupos de fauna silvestre (e.g. aves, mamíferos, tortugas) también demandan y justifican que la administración de los recursos marinos contemple las interacciones entre las especies y el manejo integrado de los recursos (Smith & Maltby, 2003).

Por estos motivos, existe un amplio y creciente compromiso de parte de muchas organizaciones gubernamentales y no gubernamentales para adoptar esta visión amplia en la administración de los recursos naturales. En este contexto, surge el término manejo basado en el ecosistema (ME) (Cortner et al, 1994) como una filosofía de manejo que se enfoca en estados deseados del sistema en general y que reconoce la necesidad de proteger o restaurar componentes, funciones y estructuras ecológicas críticas a los efectos de sustentar los recursos en el tiempo. Las distintas definiciones relacionadas al término ME tienen en común el concepto de la interrelación entre las especies, el medio ambiente y las

actividades humanas y la necesidad de explotar los recursos de forma perdurable (i.e. sostenible) (FAO, 1979; Lackey, 1999).

Áreas Marinas Protegidas

Más allá de los requerimientos teóricos, institucionales o metodológicos para la implementación del manejo ecosistémico, existen sólo algunas acciones de manejo aplicadas “en campo” posibles. Estas comprenden las tomadas corrientemente por el manejo actual y se le suman nuevas medidas necesarias para la implementación y/o la continuidad del manejo ecosistémico (García & Cochrane, 2005). Entre éstas se incluye la modificación de las artes o prácticas pesqueras, el control de la capacidad y el esfuerzo o el establecimiento de derechos de pesca, entre otras. Sin embargo, como medida de manejo alternativa plausible destaca la limitación de las tasas de explotación directamente por medio de áreas marinas protegidas, dentro de las cuales la pesca puede estar fuertemente restringida (e.g. reservas ecológicas, reservas de la biosfera, reservas pesqueras, etc.). De esta forma, las AMP constituyen una herramienta para reducir la sobrepesca y reconstruir los stocks y ecosistemas. Asimismo sirven como amortiguadores de los errores de manejo, de la sobrestimación de los stocks, de estadísticas erróneas de capturas y del inadecuado control del esfuerzo pesquero (Ballantine, 1991; Guénette et al, 2000). Las AMP pueden salvaguardar la estructura, función e integridad de los ecosistemas, dar oportunidad para ampliar el conocimiento de los ambientes marinos y crear espacios para varias actividades humanas no extractivas. En este sentido las AMP se han planteado también como herramientas para la protección y conservación de la diversidad biológica en todas sus escalas (Roberts & Hawkins, 2000). Muchos de estos beneficios parecen no ser compatibles con la explotación plena de los recursos marinos. Sin embargo, las AMP pueden servir para complementar la aproximación tradicional de manejo de pesquerías, suministrando

propágulos y adultos reproductores, protegiendo del impacto genético de la mortalidad selectiva y ofreciendo un seguro contra el colapso del stock e incluso contribuyendo a la recuperación luego de dichos colapsos (Bohnsack, 1998; Dayton et al, 2000). Este tipo de protección, espacialmente explícita, es ampliamente consistente con los principios del manejo ecosistémico.

Justificación

La región del NGC y del Delta del Río Colorado (DRC) es de gran importancia ecológica y económica, caracterizándose por una elevada productividad, un gran dinamismo y complejidad ecológica (Santamaría del Ángel et al, 1994, Morales-Zárte et al, 2004). El área sirve de refugio y de cría para varias especies endémicas e incluso algunas en peligro de extinción (e.g. la vaquita, *Phocoena sinus*), así como para especies de elevado valor comercial. Por estas razones el NGC fue seleccionado como una de las áreas de importancia biológica más relevantes del Golfo de California, asignándosele una alta prioridad de conservación (WWF, 2004). Más allá de haber sido declarada la Reserva de la Biosfera del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado (de aquí en adelante, RB) en 1993 (Gómez-Pompa & Dirzo, 1995; DOF, 1993) el NGC sufre fuertes influencias antropogénicas, como la alteración de los flujos de agua dulce provenientes del Río Colorado y las actividades pesqueras dentro y fuera de los límites de la reserva. En este sentido, se han hecho evidentes conflictos sociales entre intereses conservacionistas y pesqueros. Las mayores discusiones giran en torno a la captura incidental del cetáceo vaquita (*Phocoena sinus*) y del pez totoaba (*Totoaba macdonaldi*), mediante la pesca de agalla y las redes camaroneras de arrastre, respectivamente. Diversas organizaciones gubernamentales y no gubernamentales claman por la protección y recuperación de la vaquita. En este sentido, en 1997 se estableció el Comité Internacional para la Recuperación de la Vaquita (CIRVA), con el objeto establecer

una estrategia de recuperación que, a su vez, considere otros aspectos socio-económicos del área (Rojas Bracho & Jaramillo Legorreta, 2005). Como resultado, muy recientemente se aprobó (DOF 29 de diciembre, 2005) un acuerdo para establecer el Refugio para la Protección a la Vaquita. Esta nueva AMP incluye una región dentro de la zona de amortiguamiento de la RB y otra zona fuera de la misma en donde se han detectado frecuentemente individuos de vaquita y que, hasta el momento, no tenía ningún tipo de medida de conservación. En este nuevo polígono se pretende controlar particularmente las prácticas pesqueras que afecten a esta especie y a su hábitat (Campoy, 2005).

Por su parte, el sector pesquero reclama la pesca en estas productivas áreas (incluso dentro del área de amortiguamiento de la RB), al menos durante algún período del año a efecto de mantener la actividad económica de la cual han vivido históricamente. Adicionalmente, proponen se realice una negociación factible sobre la relación captura incidental y objetivo de la pesca de arrastre, que sea a su vez compatible con las políticas de conservación (CANAIPE, 2001).

Esta clase de conflictos de intereses no son únicos del NGC y derivan claramente de una problemática multiespecífica, en donde los distintos intereses humanos interaccionan con el medio ambiente, repercutiendo directa o indirectamente sobre todos los componentes. Por estas razones, la inclusión de herramientas integrales en el análisis hacia la reducción de los conflictos es imperante. En este contexto se ubica la presente Tesis de Doctorado, en la que se hace uso de una herramienta de modelación del ecosistema con el fin de explorar configuraciones de manejo, que consideren tanto la explotación de los recursos como la conservación del ecosistema y las especies amenazadas.

De aquí surge la hipótesis general subyacente en este trabajo: las medidas establecidas para la conservación pueden ser compatibles con las medidas instauradas para la explotación sustentable de los recursos pesqueros.

Objetivos

Como objetivo general se plantea determinar, mediante simulación temporal y espacial de flujos de biomasa, pautas integradas para el manejo de los recursos del NGC, considerando beneficios para la explotación y la conservación de las especies amenazadas. Es decir, se buscará establecer desde un punto de vista ecosistémico, en qué términos son compatibles las actividades pesqueras con la conservación de las especies amenazadas. A tales efectos se hizo necesario el cumplimiento de los siguientes objetivos particulares:

1. implementar un modelo trófico del ecosistema de la región del NGC representativo de la situación ambiental actual
2. someter el modelo a simulación temporal dinámica, considerando diversos escenarios pesqueros y ambientales, que muestren compatibilidad entre estrategias de explotación y conservación
3. someter el modelo a simulación espacial dinámica, considerando la configuración actual de la RB y la distribución del esfuerzo pesquero a fin de evaluar su impacto
4. realizar simulaciones espaciales considerando los escenarios planteados en 2. y 3.
5. cotejar los resultados obtenidos con los principales objetivos planteados en el establecimiento de la RB y en el manejo pesquero de los recursos.

Antecedentes del área de estudio

Caracterización regional

La presente propuesta se ubica en la región NGC (Figura 1), comprendida entre la desembocadura del Río Colorado y la isla Tiburón, con una superficie de aproximadamente 36,000 km² y profundidad media de 200 m. La región norte es somera con una profundidad mínima de 2 m y máxima de 30 m, mientras que la zona sur, tiende a ser más profunda (Lavin et al, 1998). Por su parte, el clima en la región es árido-continental, con una tasa media de evaporación de 900 cm · año⁻¹ y pluviosidad de 6,8 cm (Alvarez-Borrego et al, 1975).

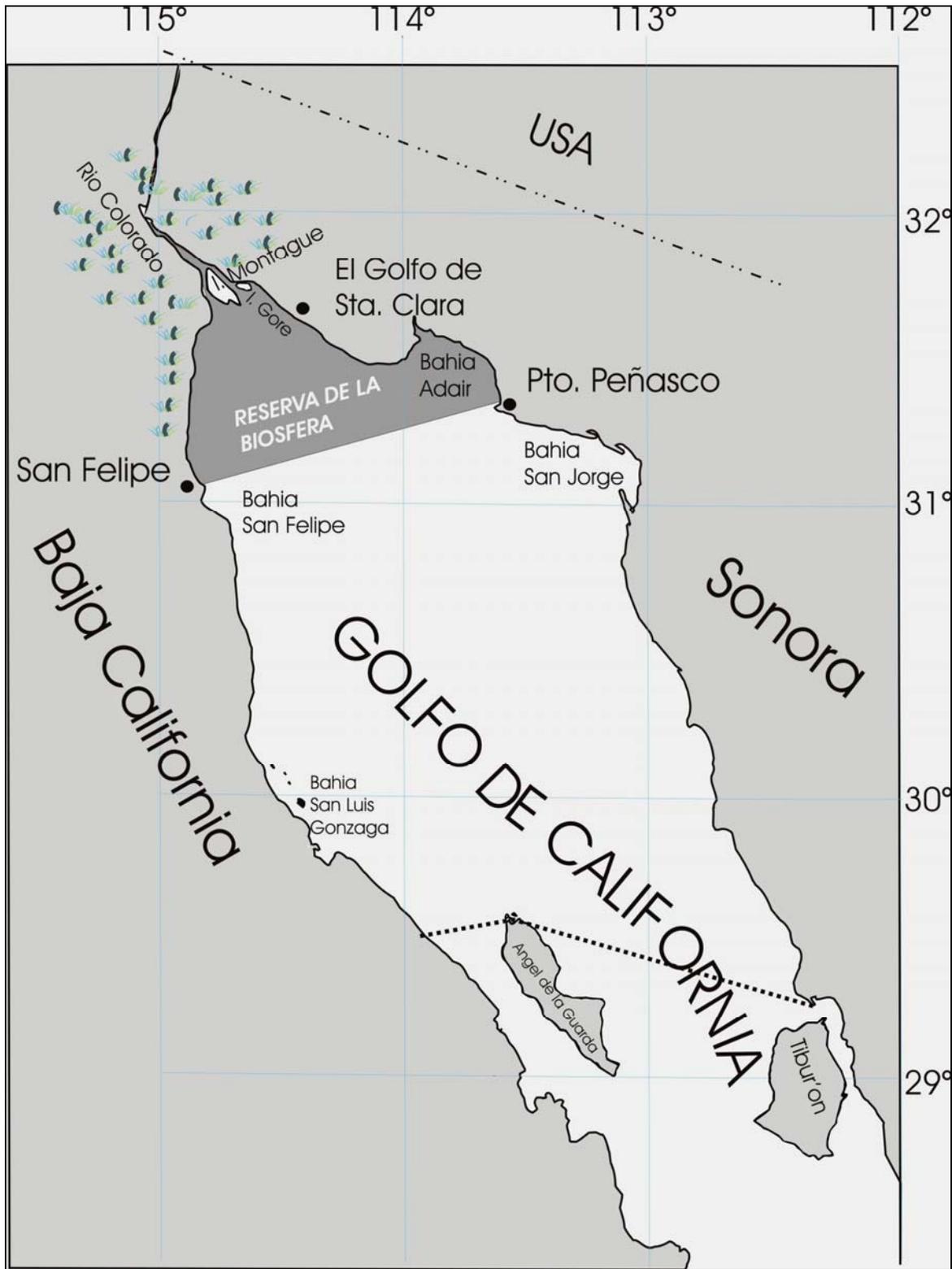
De entre las diversas alteraciones humanas en el área, sobresale la disminución histórica de la descarga del Río Colorado, relacionada con la intervención del río aguas arriba. Entre 1910 y 1920 la descarga media era del orden de $21.4 \times 10^9 \text{ m}^3 \cdot \text{año}^{-1}$, En 1934 la construcción de la presa Hoover produjo la disminución de la descarga a $1.8 \times 10^9 \text{ m}^3 \cdot \text{año}^{-1}$. Posteriormente, a fines de los 1950s la construcción de la presa Glenn Canyon llevó la descarga del río Colorado a sólo un 4% de lo registrado a principios del siglo. En la actualidad, la descarga se limita a volúmenes ocasionales. Sin embargo, se cree que el delta del río Colorado exporta sedimentos retenidos en el pasado al mar a tasas similares a las anteriores a 1935, año de la construcción de la presa Hoover (van Andel, 1964; Cupul, 1994). Como resultado directo de la disminución de la descarga, los patrones de salinidad en el delta y en el NGC son radicalmente diferentes a los registrados antes de la construcción de las represas eg. desde 12-32 ppm hasta 37 ppm. El incremento en la salinidad produjo un cambio en la circulación del NGC (Lavin, 1999). Debido a que la circulación es ahora definida por la evaporación, el NGC se ha transformado en un sistema con características de estuario

negativo, con mayor salinidad en la cabecera y menor hacia el océano (Lavin, 1999). Si bien el aporte de sedimentos por el Río Colorado es casi nulo en la actualidad, las fuertes ondas de marea remueven los sedimentos previamente depositados, enriqueciendo el sistema pero probablemente desgastando el delta (Carriquiri & Sánchez, 1999). Por otra parte, el viento induce circulación ciclónica durante el invierno y anticiclónica durante el verano (Lavin et al, 1997; Carrillo et al, 2002), ocasionando que la productividad presente un patrón estacional, con valores máximos en invierno y mínimos durante las condiciones de verano.

Más allá de las alteraciones ecológicas, el NGC es considerado uno de los ecosistemas marinos más ricos del mundo (Cudney-Bueno & Turk-Boyer, 1998). En este sentido, alcanza concentraciones de clorofila de $64.0 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ y la producción primaria varía entre 0.5 a $6.4 \text{ mg}\cdot\text{C}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}^{-1}$ (Millán-Núñez et al, 1999). Por lo tanto, el área posee un gran potencial productivo autotrófico, capaz de sustentar largas cadenas alimenticias, incluso sin aporte de agua dulce. La amplia riqueza del NGC queda demostrada por las distintas pesquerías que históricamente se han desarrollado en el área. Actualmente una flota de pequeña escala de aproximadamente 800 botes (pangas) registradas captura cerca de 70 especies de peces, moluscos, crustáceos y equinodermos. Adicionalmente, la pesca de arrastre de camarón (c.a. 100 barcos) es la principal fuente actual de ingresos de la región (más allá de la expansión del turismo; Aragón-Noriega, 2000). Adicionalmente, las comunidades indígenas locales (e.g. Cucapa) tienen permitidas actividades pesqueras dentro de la Reserva de la Biosfera, internándose en el delta del río Colorado para tal fin. Las pesquerías en el NGC han cambiado su carácter desde monoespecíficas (e.g. totoaba, tiburón, hace 30 años) a multiespecíficas en la actualidad (peces, moluscos), utilizando diversas artes y métodos pesqueros (Cudney-Bueno & Turk-Boyer, 1998). En las pesquerías del NGC, puede

discernirse la tendencia global en el cambio de las especies objetivo, desde especies de alto nivel trófico (e.g. totoaba, tiburón) hace 3 décadas, hacia especies de menor nivel trófico (e.g. chano, curvina, moluscos) en la actualidad (Lozano, 2003). Este tipo de tendencia fue recientemente descrita como de escala global por Pauly et al, (1998) y podría evidenciar sobrepesca ecosistémica (sensu Murawsky, 2000). La pesca del camarón fue y continúa siendo la actividad pesquera más importante y rentable del NGC. En la actualidad, las capturas registradas son muy inferiores a las de las décadas de los años 1980 y 1990. Se ha sugerido que el descenso en las capturas y la problemática actual de las pesquerías es consecuencia del aumento del esfuerzo pesquero de varias flotas (e.g. San Felipe, Pto. Peñasco, Golfo de Sta. Clara, Guaymas, Topolobampo y Mazatlán; Godínez-Plascencia, et al 1994). En este sentido el camarón azul ha sido caracterizado como *deteriorado* y el camarón azul *en su máximo* (DOF, 2000: Carta Nacional Pesquera). La mayor parte del esfuerzo se ejerce en una temporada de 8 meses, que se inicia en septiembre y concluye durante marzo o abril (SAGARPA, 2002). Por otra parte, en área del NGC se desarrolla la pesca de escama (peces) ejercida mayormente por la pesca ribereña. Esta pesquería captura diferentes especies, tales como tiburones, curvinas, cabrillas, chanos, lenguados, etc. Cabe destacar que las actividades pesqueras inciden fuertemente en las políticas de conservación de la totoaba y de la vaquita marina, produciéndose un fuerte conflicto de intereses (pesquero-conservacionista). En este sentido, la pesca ilegal de la totoaba, así como la captura incidental de sus juveniles por artes camaroneras y la pesca incidental de la vaquita marina por redes agalleras, constituyen algunas de las principales amenazas a la conservación de ambas especies. (Cisneros-Mata et al, 1995, D'Agrosa, 2000).

Figura 1. Mapa de la región NGC, en donde se enmarca la zona de estudio (la línea punteada representa el límite sur de la misma). Se muestra el emplazamiento de la Reserva de le Biosfera y de los principales puertos pesqueros.



Mecanismos de ordenación aplicados en el NGC

La región NGC está sujeta a diversas medidas de manejo, planteadas con diferentes objetivos relativos a la explotación de los recursos y a la conservación de su biodiversidad.

En cuanto a las medidas de manejo pesquero, destacan por su importancia las referentes a la pesquería de camarón y de la pesquería de “agalla” que comprende entre otras especies al chano (*Micropogonias megalops*), curvina (*Cynoscion* sp.), sierra (*Scomberomorus* sp.), tiburones (*Carcharhinus* sp., *Mustelus* sp.), lenguados (*Paralichthys* sp.), baqueta (*Epinephelus acanthistius*), etc. Por su parte, entre las medidas que apuntan a la conservación, sobresale la implantación de la Reserva de la Biosfera del Alto Golfo de California. En los siguientes párrafos, se sintetizan las principales actividades pesqueras en el área de estudio y las medidas de manejo aplicadas en las mismas, siguiendo la Ley de Pesca (DOF, 29 de septiembre de 1999), la Carta Pesquera Nacional (DOF, 17 de agosto de 2000) y las Normas Oficiales específicas referidas a las especies explotadas en el NGC. Adicionalmente, se exponen detalladamente las características de la RB del NGC (DOF, 10 de junio de 1993; Anónimo, 2002); es decir, sus objetivos, ubicación, extensión, zonificación, etc.

Pesca de camarón

La pesquería de camarón del Océano Pacífico, ocupa el primer lugar en México por su beneficio económico, generando directa o indirectamente 37 000 empleos. Por su parte, el volumen de captura es superado únicamente en México por el atún y la sardina. Si bien la explotación de peneidos en el Pacífico comprende 9 especies, en la región NGC predominan las capturas del camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*) y del café (*Farfantepenaeus californiensis*). El camarón azul vive la mayor parte del tiempo en zonas influenciadas por

deltas, estuarios o lagunas y el camarón café mayormente en el medio marino; sin embargo, ambas especies comparten rasgos similares en su forma de vida. Por un lado, tienen preferencia por fondos blandos (areno-fangosos) y se alimentan de crustáceos, moluscos, anélidos, plantas y detritus. Por otra parte, estas especies (así como las restantes especies mencionadas) presentan dimorfismo sexual, maduran y se reproducen en mar abierto donde se desarrollan a través de 11 estadios larvales planctónicos. Como postlarva, penetra a los estuarios, lagunas y aguas costeras, donde inician su crecimiento con hábitos semibentónicos. Al alcanzar aproximadamente los 100 mm de longitud se desplazan de estos ecosistemas costeros hacia mar abierto, donde completan su ciclo reproductivo. De esta forma, el ciclo de vida de los camarones es altamente dependiente de lagunas, estuarios o bahías, los cuales son utilizados como áreas de protección, alimentación y crecimiento.

Los camarones son capturados en altamar por una flota industrial, que utiliza únicamente redes de arrastre. Adicionalmente, en bahías y lagunas, son pescados por una flota ribereña (artesanal) de embarcaciones menores (pangas), las cuales operan variadas artes de pesca (redes agalleras, suriperas, changos, chayos, etc.). La mayor parte del camarón azul de esta zona lo captura la flota artesanal utilizando chinchorro de línea (red monofilamento con luz de malla de 2 ½ “ o 2 ¼ “) en las bahías y estuarios Particularmente en el área del Alto Golfo, la producción fue estable desde 1993 hasta 1997 (c.a. 300 t anuales), incrementándose consistentemente la captura del camarón azul hasta el 2000 (SAGARPA, 2002). Como ya se ha mencionado, la captura incidental de especies por la pesquería de camarón ha suscitado un gran interés público (Pérez-Mellado & Findley, 1985; Pedrín & Aleman, 1998), siendo el centro de intensos debates sociales. Concordante con las tendencias mundiales, la proporción de camarón: fauna acompañante en el NGC es cercana a 1:10. Esta se compone

mayormente por peces, crustáceos y moluscos, así como por tortugas, juveniles de totoaba y en forma esporádica por la vaquita marina.

Los objetivos generales de las diferentes medidas de manejo de las pesquerías de camarón en el Océano Pacífico son, a corto plazo, proteger el crecimiento, el reclutamiento y el periodo de reproducción y a mediano plazo, incrementar la biomasa al final de cada temporada de pesca. Las medidas aplicadas actualmente incluyen vedas, restricción de esfuerzo y reglamentación de áreas de pesca, establecidos en la *NOM-002-PESC-1993* y su modificación. Las decisiones acerca de la apertura y cierre de la temporada de pesca en las diferentes regiones son tomadas con la participación del sector social y privado. Aunque los periodos de veda cambian año a año, generalmente en alta mar van desde abril-mayo hasta septiembre y en aguas protegidas, desde febrero-marzo hasta septiembre. Otras medidas de manejo especifican las áreas de operación e.g., prohibición de arrastres en bahías, en distancia menor a 5 millas de la costa y las características técnicas de las redes (tamaño de malla, etc.). Recientemente SAGAPA, SEMARNAT y CONAPESCA han planteado una seria propuesta de reestructuración de la flota camaronera de altamar en todo el Golfo de California (CONAPESCA, 2004). Esta propuesta deriva de la actual crisis socioeconómica de esta pesquería, en la cual existe un exceso de esfuerzo ineficiente, así como subsidios por parte del estado para mantener una rentabilidad sumamente baja.

Pesca de agalla

La mayor causa de mortalidad de la vaquita marina se debe a que queda enmallada en las redes agalleras utilizadas para la pesca de tiburón, sierra, chano norteño y otras especies (D'Agrosa, 1995; D'Agrosa, et al 2000) generalmente de malla mayor a 10 cm. Si bien en el NGC operan embarcaciones de media altura, la principal pesca de tiburones y peces de escama la realiza la flota ribereña (artesanal) mediante pangas de 7 a 10 m de eslora, de 1 a

2 t de capacidad y una autonomía de 1 a 3 días, que utilizan motores fuera de borda de 45 a 115 HP. La pesca artesanal de tiburones grandes y pequeños está íntimamente relacionada con la pesca artesanal de escama y de camarón, ya que se llevan a cabo con las mismas embarcaciones y en algunos casos con los mismos artes de pesca (Bonfil et al., 1990). En cuanto a los objetivos de las medidas de manejo, éstos varían de acuerdo a la especie en cuestión. En el caso de los tiburones, en virtud de la incertidumbre en cuanto al nivel de esfuerzo de pesca y la situación de las poblaciones de tiburones explotadas durante el desarrollo de la pesquería, se propuso una medida preventiva de administración. En marzo de 1993 se estableció una moratoria para otorgar nuevos permisos de pesca comercial de tiburón en ambos litorales de México, con el objetivo principal de no incrementar el esfuerzo pesquero mientras no se cuente con un plan de administración y ordenamiento para esta pesquería. En el caso de los *serranidos* (Baqueta, Cabrilla, etc.) se otorgan permisos de captura específicos para cabrilla, en los que se especifican áreas, equipos y sistemas de captura. El punto de referencia en Sonora, Sinaloa y Baja California, es mantener la captura anual en 200 t. En el caso de los *sciaenidos* (curvina, berrugata), se requiere de un permiso para pesca de escama general y, como punto de referencia, mantener la captura en 700 t en los estados de Sonora y Sinaloa. En el caso de los *carangidos* también se requiere de permiso para pesca comercial de escama en general y como puntos de referencia, se procura mantener la captura anual en las siguientes cifras: 200 t en Baja California y 100 t en Sonora. Por su parte la pesca de los *mugilidos* (lisas) está normada por la *NOM-016-PESC-1994*, en la que se definen tallas mínimas de captura de lisa y liseta o lebrancha y la luz de malla mínima para su captura. Se han establecido períodos de veda del 1° de diciembre al 31 de enero, en Baja California, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa., Nayarit y Jalisco, y del 1° de noviembre al 31 de diciembre en Colima., Michoacán, Guerrero, Oaxaca.

y Chiapas. Como puntos de referencia se establece mantener las capturas anuales en 200 t en Sonora. En el caso de los peces *pelágicos menores*, su captura está regulada por la *NOM-003-PESC-1993*, que establece tallas mínimas de captura para cada especie, así como el Rendimiento Máximo Sostenible como punto de referencia (en todo el Pacífico Noroeste: 350 000 t).

Áreas Marinas Protegidas en el Norte del Golfo de California

La protección de la vaquita y de la totoaba se reconoce como uno de los motivos primordiales que originaron declarar una zona protegida dentro del ecosistema del NGC y DRC. Es así que en 1993 se decretó una Reserva de la Biosfera en el NGC y DRC (DOF, 1993). La Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado se ubica entre los 31° 00' y los 32° 10' latitud norte y entre los 113° 30' y 115° 15' longitud oeste. Comprende una superficie de 9347.56 km² de los cuales 1647.79 km² corresponden a la *zona núcleo* (17,5%) y 7709.76 km² corresponden a la *zona de amortiguamiento* (82.5%). De las mismas el 60% del área es marina y el 40% restante son áreas terrestres. Los objetivos de la reserva apuntan a la conservación de la biodiversidad y de los ecosistemas y al aprovechamiento sostenible de los recursos. A los efectos de lograr un manejo integrado de la reserva, se procedió a realizar una zonificación de los ambientes comprendidos en el área protegida. En base a estos criterios, y utilizando la técnica de superposición de mapas temáticos, el sistema de clasificación quedó integrado por 8 subsistemas ambientales marinos y 38 tipos de paisajes en los ambientes terrestres (omitidos en este documento). Las estrategias de manejo y normas de protección y uso de los recursos naturales se definen en base a las siguientes *políticas de manejo* de la reserva de la Biosfera (Anónimo, 2002).

Protección: Zona Núcleo

Prevenir el deterioro ambiental y, en caso necesario, promover su restauración. Mantenimiento del ambiente en su estado natural y limitar el grado de intervención de las actividades humanas. Soporta sólo el uso no consuntivo de sus recursos naturales en actividades tales como la investigación no manipulativa y el monitoreo ambiental, educación ambiental y ecoturismo bajo proyectos específicos de manejo. Bajo esta política se clasificó toda la zona núcleo.

Protección con uso activo: Zona de Amortiguamiento

Medidas de regulación y control en la explotación artesanal de recursos naturales de importancia económica regional, o medidas de restablecimiento ambiental en ecosistemas afectados por el desarrollo. Mantenimiento del ambiente natural e incremento en el grado de intervención de las actividades humanas compatibles. Se permite la construcción de infraestructura de apoyo a las actividades de aprovechamiento artesanal de recursos naturales, así como para las actividades de investigación, educación ambiental y ecoturismo bajo proyectos específicos de manejo.

Aprovechamiento con control: Zona de Amortiguamiento

Utilización de los recursos naturales de forma tal que propicie el desarrollo sustentable de la región. Se aplica en áreas con usos productivos actuales o potenciales, así como en áreas que requieren de una disminución de los impactos secundarios producidos por las actividades productivas primarias, secundarias y terciarias actuales. Optimización y control del ritmo de crecimiento de las mismas, bajo la aplicación estricta de las normas y criterios ecológicos correspondientes y la legislación vigente a la fecha.

Nuevo polígono: Refugio para la protección de la vaquita

Como se mencionó más arriba, recientemente (DOF, 29 de diciembre de 2005) ha sido decretada una nueva AMP, denominada “Refugio para la conservación de la vaquita marina” que comenzará a implementarse prontamente mediante restricciones que se aplicarán de forma gradual y que contemplen alternativas productivas y medidas de compensación (Campoy, 2005). Esta nueva área protegida de estableció como resultado de un amplio y reciente consenso intersectorial, derivado de la continuidad en la muerte incidental de vaquitas y en la intervención del Natural Resources Defence Council (USA) (SEMARNAT-SAGARPA-WWF, 2005). En este sentido, a partir de julio de 2005, se suscitaron una serie de reuniones y acuerdos (documentos originales en www.wwf.org.mx) entre diversas organizaciones (grupos pesqueros, ONGs ambientalistas, representantes oficiales , etc.) que promueven nuevas medidas de manejo del área, entre las que destaca la zona de exclusión pesquera complementaria. Esta AMP adicional comprende 1,245.85 km², de los cuales 897.09 km² se encuentran dentro de la zona de amortiguamiento y 366.76 km² adyacentes a la reserva y comprenden la totalidad del área marina en donde han ocurrido históricamente avistamientos de la marsopa, incluidas las rocas Consag. Dentro de este polígono de protección se prevén restricciones de actividades que directamente afecten a la vaquita y su hábitat, tales como el arrastre de camarón y la pesca con redes agalleras (DOF, 2005). Aún no se ha delineado un plan de manejo ni un diseño detallado de la forma del polígono.

Metodología

Para poder llevar a la práctica e implementar los conceptos del ME, las distintas instituciones científicas deben poder evaluar las consecuencias resultantes de la selección de diferentes estrategias (Brodziac & Link, 2002). Esta evaluación debe llevarse a cabo por medio de uno

o varios modelos que representen hipótesis acerca del funcionamiento del sistema. Estos modelos permiten la descripción del ecosistema y eventualmente la simulación de acciones de manejo en el mismo. El análisis de las posibles consecuencias de aplicar una u otra medida permitirá ejecutar la acción más adecuada para la culminación de los objetivos planteados. Se hace evidente que mediante las herramientas a utilizar para el manejo ecosistémico se debe ser capaz de representar el funcionamiento del sistema, obtener indicadores coherentes con los objetivos que puedan ser utilizados como referencia para fines de manejo y, por último, simular (temporal y/o espacialmente) los resultados de la aplicación de las eventuales medidas de administración del sistema.

Modelación y simulación

La modelación de un ecosistema completo, incluyendo componentes abióticos (e.g. clima) y socioeconómico está más allá del dominio de los modelos considerados puramente ecológicos. En este sentido, los modelos desarrollados hasta el momento que potencialmente pudieran ser aplicados en el manejo representan una parte de todo el sistema. Además de los múltiples modelos uniespecíficos el ME requiere modelos físico-químicos, multiespecíficos, ecológicos, socio-económicos o alguna combinación de ellos.

La información y el análisis de los recursos (especies) y sus interdependencias, incluyendo sus potenciales interacciones tróficas son consideradas clave para el ME. En este sentido, es ampliamente reconocida la necesidad de tomar en cuenta la estructura, función y flujos de energía del ecosistema con respecto a la sostenibilidad de los recursos acuáticos (Christensen & Pauly, 1995). El análisis de redes tróficas y las estimaciones de consumo y extracción son fundamentales para comprender las posibles reacciones del ecosistema a los regímenes de explotación. En este sentido, los modelos de redes tróficas pueden ser

utilizados como modelos operativos o de evaluación en el contexto de las estrategias de manejo ecosistémico.

Ecopath, Ecosim y Ecospace

En este contexto se desarrolló el paquete de programas computacionales “Ecopath with Ecosim” (EwE) (Christensen & Pauly, 1992; Walters, et al, 1997) como una herramienta para el análisis de ecosistemas acuáticos explotados. EwE es un programa que combina el análisis de balance de masa (Ecopath) en el ecosistema (biomasa y flujo) y la simulación dinámica temporal (Ecosim) para explorar impactos pasados y futuros de las actividades pesqueras, así como de perturbaciones ambientales, entre otras. Asimismo, el paquete, cuenta con un módulo de simulación espacial (Ecospace) en el que se representa la dinámica en el espacio de los componentes del ecosistema, las consecuencias de la explotación y de uso de AMP. Los primeros trabajos acerca de los modelos de balance de masa mediante la aproximación Ecopath aparecieron en la década de 1980 (Polovina & Ow, 1983; Polovina, 1984). Sin embargo, el uso masivo de la aproximación comenzó luego de los trabajos de Christensen & Pauly (1992, 1993, 1995) y de la implementación de simulación dinámica por medio de Ecosim (Walters et al, 1997) y de simulación espacialmente explícita mediante Ecospace (Walters et al, 1999). Actualmente la aproximación EwE se encuentra ampliamente difundida en la literatura científica (Christensen et al, 2004; www.ecopath.org) y recientemente se han reportado diversas aplicaciones relevantes utilizando esta metodología (ver por ejemplo: Christensen & Pauly, 2004; Cury & Christensen, 2005). Siguiendo la tendencia mundial, en México se han implementado varios modelos tróficos de diversos ecosistemas marinos. En el océano Atlántico, Arreguín-Sánchez et al, (1993a, 1993b) representaron la estructura trófica y dinámica del ecosistema del sur oeste del Golfo de México y de la plataforma norte de Yucatán; adicionalmente Arreguín-Sánchez & Chávez,

(1995) investigaron el papel trófico de tres peces pelágicos en dicho ecosistema con el objetivo de explicar las fuertes fluctuaciones poblacionales de sierra (*Scomberomorus maculatus*). Chávez, et al (1993) modelaron la estructura trófica de la Laguna Celestún, en el sur del Golfo de México. Utilizando Ecopath-Ecosim también se describió la estructura y flujos de los ecosistemas lagunares de Tamiahua y Mandinga (Abarca-Arenas & Valero-Pacheco, 1993; de la Cruz, 1993). Posteriormente, Manickchand-Heileman, et al. (1998a) implementaron un modelo trófico de la Laguna de Términos en el sur oeste del Golfo de México, cuantificando los flujos de energía y caracterizando aspectos funcionales. También, Manickchand-Heileman, et al. (1998b) construyeron un modelo trófico preliminar del ecosistema de la plataforma continental contigua a la Laguna de Términos. Por otra parte, Arreguín-Sánchez & Manickchand-Heileman (1998) evaluaron y compararon el papel de los peces lutjanidos explotados en los ecosistemas de la plataforma continental de la península de Yucatán y en el de la plataforma continental frente a la Laguna de Términos, encontrando un efecto diferencial y, por tanto, consecuencias diferentes frente a acciones de manejo. Arreguín-Sánchez (2000) evaluó la interdependencia entre pulpo y mero en el ecosistema de la plataforma continental y la península de Yucatán y sus efectos en la variaciones de las abundancias de los recursos pesqueros. Adicionalmente, también en la costa del Golfo de México, Vega-Cendejas & Arreguín-Sánchez (2001) construyeron un modelo trófico del ecosistema de manglar en la Laguna Celestún, cuantificando su estructura y función y determinaron los flujos de energía. Recientemente, se han implementado modelos tróficos de tipo Ecopath-Ecosim que logran analizar exitosamente la interdependencia entre los sistemas lagunares y la plataforma continental adyacente. Cruz-Escalona, (2005) describió la relación ecotrófica entre la Laguna de Alvarado y su plataforma continental en el estado de Veracruz y Zetina-Rejón (2005) investigó los efectos de la pesca en el ecosistema integrado de la

Laguna de Términos y la Sonda de Campeche. Por su parte, en el Pacífico mexicano, Zetina-Rejón (1999), construyó un modelo de los flujos de biomasa para el sistema lagunar Huizache-Caimanero, en el sur del estado de Sinaloa. Asimismo, evaluó la influencia de perturbaciones en la pesca del camarón sobre la estructura del ecosistema, la abundancia de camarón y la resiliencia relativa a diferentes grupos del ecosistema (Zetina-Rejón et al, 2003; 2004). Adicionalmente, Gorostieta-Monjaraz (2001) estudió la dinámica de la estructura trófica del ecosistema de Bahía Concepción, BCS. Recientemente, Arreguín-Sánchez et al (2002) implementaron y caracterizaron un modelo trófico de balance de masa del ecosistema bentónico de la costa centro oriental del Golfo de California (adyacente al NGC). En este ecosistema se desarrolla una importante pesquería de arrastre de camarón, prestándose particular atención al efecto descarte de esta pesquería. Particularmente, en la región del NGC, Morales-Zárate (2001) & Morales-Zárate et al, (2004) implementaron un modelo de la estructura trófica del ecosistema, considerando 29 grupos funcionales representando a través de ellos los principales flujos de biomasa. Asimismo, realizó simulaciones de diferentes escenarios de pesca, incluyendo forzamiento ambiental (i.e. caudal del Río Colorado) en el ecosistema. Recientemente, se llevó a cabo una exhaustiva caracterización del Golfo de Ulloa, un importante centro de actividad biológica del Pacífico mexicano (del Monte Luna, 2004).

Estrategia de investigación

En el presente trabajo, la estrategia global de investigación abordó tres etapas básicas que se detallan en las respectivas secciones de los resultados. En primera instancia se implementó el modelo trófico; particularmente, se seleccionaron los grupos funcionales, se compiló información y estimaron los diversos datos de entrada tanto de los grupos como de los componentes pesqueros. Se obtuvo un modelo con altos estándares de consistencia

utilizado para analizar el ecosistema y como base de posteriores simulaciones. En segundo término se procedió a simular temporalmente la dinámica del ecosistema en relación a cambios en el esfuerzo pesquero. Específicamente, se validó el modelo utilizando series temporales de captura y esfuerzo, así como variables forzantes ambientales. Luego, mediante simulaciones, se exploraron los efectos de algunos escenarios pesqueros básicos y se aplicaron métodos formales para buscar opciones que apunten a la reducción de los conflictos ecológicos, sociales y económicos. En tercer lugar, se elaboró un modelo espacialmente explícito incluyendo información ambiental de tipos de hábitat, zonas de mayor productividad, regiones de pesca por flota y emplazamiento de AMP reales o hipotéticas. Siguiendo esta estrategia global de investigación, los resultados se presentan en tres secciones, cada una con estructura de artículo científico independiente (Introducción, Métodos, Resultados, Discusión y Conclusiones), abordando el modelo trófico estático, el modelo temporal dinámico y el modelo espacial dinámico, respectivamente. Finalmente se realiza una Discusión general y se mencionan Recomendaciones generales derivadas de la investigación.

Resultados Primera Sección

Modelo trófico del norte del Golfo de California: descripción de la estructura y flujos de biomasa del ecosistema

Introducción

Aproximación Ecopath-Ecosim

A principios de la década de 1980, Polovina & Ow (1983) y Polovina (1984), desarrollaron un código de cómputo para estimar simultáneamente la biomasa y el consumo alimenticio de varios elementos en un ecosistema acuático, suponiendo estado estacionario en el sistema (i.e. las entradas son iguales que las salidas). Este programa se denominó Ecopath y es uno de los primeros intentos formales de modelación de ecosistemas acuáticos. Posteriormente en 1992, Christensen y Pauly, incorporan a este programa conceptos y técnicas del análisis de redes tróficas, según el cual los ecosistemas pueden representarse por un número de compartimientos conteniendo biomasa e interconectados por flujos de energía o materia (Ulanowicz, 1986; Wulff et al, 1989; Ulanowicz, 1997). Esta nueva versión del programa de modelación ecológica se denominó Ecopath II constituyéndose en una herramienta general y libre para la modelación de ecosistemas acuáticos con diferentes fines. De hecho, actualmente es el modelo multiespecífico más aplicado mundialmente, tanto con fines de investigación (más de 150 modelos publicados) como de educación (2500 usuarios registrados) (Christensen & Pauly, 2004).

Ecopath consiste de un conjunto de ecuaciones lineales acopladas que representan cada uno de los grupos funcionales en el ecosistema y describen el balance entre el aumento de biomasa por producción y las pérdidas por depredación y exportación, incluyendo la pesca.

Cuantitativamente estos procesos son representados en cada grupo por la ecuación básica del modelo:

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

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

De esta ecuación surgen los requerimientos de datos básicos para la parametrización del modelo Ecopath (para cada uno de los grupos tróficos): la producción (i.e. biomasa), la productividad (i.e. tasas de mortalidad), las interacciones tróficas (composición de dietas) y la fracción de cada componente que es consumida dentro del ecosistema. Adicionalmente, se requiere información de las capturas y descartes por especie y por flota.

Los resultados y las estimaciones del modelo Ecopath combinan las estimaciones de biomasa, consumo y mortalidad de cada grupo provenientes del modelo de estado estacionario con los resultados del análisis de redes para cada grupo y para todo el ecosistema. Adicionalmente, permiten elaborar varios resultados gráficos, como el diagrama de flujos del sistema, las pirámides de biomasa, captura y flujos y la gráfica de impactos tróficos mixtos. De esta forma es posible obtener una descripción intensiva de los aspectos bióticos y pesqueros del ecosistema claramente necesaria para el manejo ecosistémico. Este análisis descriptivo se puede enfocar en cada uno de los elementos del modelo (grupos

tróficos) y/o en los atributos globales, propios de ese nivel de organización. Esta descripción puede ser utilizada con fines comparativos para ubicar al ecosistema en estudio en el marco de otros ecosistemas descritos mediante la misma metodología. Por ejemplo, la exploración de similitudes y diferencias entre modelos representantes del mismo ecosistema pero de épocas distintas (Field et al. 2001; Heymans et al. 2004) o directamente entre modelos de áreas diferentes (Arias-González et al. 2004). Los resultados de esta descripción del ecosistema también pueden ser utilizados para realizar meta-análisis (García-Gómez, 2000), en los que se elabora una base de datos con múltiples variables y luego se aplican métodos estadísticos a los efectos de encontrar patrones espacio-temporales de algún tipo.

Sin duda, la descripción del ecosistema mediante métricas correspondientes a tal nivel de organización es el punto inicial de un manejo integral. No se puede pensar en simular y predecir acertadamente los cambios que ocurrirán en el ecosistema si no se cuenta con una descripción cuantitativa de la estructura y funcionamiento. Esta descripción debe ser enriquecida ubicándola en un contexto regional y, si es posible, temporal.

Objetivos

En este contexto, el objetivo primario abordado en esta sección es la implementación de un modelo trófico de la región del NGC representativo de la situación ambiental actual. En esta sección se explica el procedimiento de implementación del modelo trófico, así como una descripción detallada de la estructura y flujos de biomasa del ecosistema.

Métodos

Estructura del modelo

Siguiendo inicialmente un modelo Ecopath elaborado previamente, representando el NGC durante la década de 1970-1980 (Morales-Zárate et al, 2004), se seleccionaron los diferentes grupos funcionales (i.e. grupos de especies con similar hábitat y rol trófico) a incluir en el modelo del ecosistema actual. Su selección se basó, además, en la abundancia, la importancia como recurso y la importancia de su conservación. Por su parte, en algunos grupos relevantes (e.g. totoaba), se consideraron explícitamente como grupos funcionales diferentes estadios para de esta forma considerar la estructura y los cambios ontogénicos en los hábitos alimenticios. La incorporación de estos múltiples estadios de desarrollo en el modelo se realizó siguiendo los lineamientos establecidos en Walters & Martell (2003).

Una vez identificados los grupos funcionales (Tabla 1) se compiló información bibliográfica y de medios electrónicos para obtener los datos de entrada al modelo. Adicionalmente, se realizó una estimación del área de estudio y de las áreas de distribución de los diferentes grupos, apoyándose en el sistema de información geográfica del Sistema Automatizado para el Manejo de Avisos de Arribo (Ramírez Rodríguez & Hernández Herrera, 1999), que abarca el NGC. Las fuentes de información de los principales datos de entrada del modelo Ecopath, se listan en la Tabla 1.

Tabla 1. Nombre común y especies representativas de los grupos incluidos en el modelo trófico del NGC. También se muestran las referencias a las fuentes de información de donde se obtuvieron los datos de entrada.

GRUPO	NOMBRE COMÚN	ESPECIES	B	PB	QB	Dieta
Elasmobranchi TIB	Tiburón tripa, bironcha	<i>Mustelus lunulatus</i> ; <i>Rhizoprionodon longurio</i>		11	21	23
<i>Zalophus c.</i>	Lobo marino	<i>Zalophus californianus</i>	6	31	5	24
<i>Totoaba m. AD</i>	Totoaba	<i>Totoaba macdonaldi</i>		13	35	37
Aves marinas	Aves marinas	<i>Sula leucogaster</i> ; <i>Pelecanus occidentalis</i>	30	41	34	4
Odontoceti	Delfines	<i>Tursiops truncatus</i> ; <i>Delphinus delphis</i>	39	31	26	31
<i>Phocoena s.</i>	Vaquita	<i>Phocoena sinus</i>	8	31	26	31
<i>Totoaba m. JU</i>	Machorros	<i>Totoaba macdonaldi</i>	36			31
Merluccidae	Merluza	<i>Merluccius productus</i>	32	21	21	7
Mysticeti	Ballenas	<i>Balaenoptera physalus</i> ; <i>Balaenoptera edeni</i>	39	31	26	31
Aves costeras	Aves costeras	<i>Limosa fedoa</i> ; <i>Calidris mauri</i>	30	41	34	4
Sciaenidae	Curvinas, Chano	<i>Cynoscion othonopterus</i> ; <i>Micropogonias megalops</i> ; <i>Menticirrhus nasus</i>	36	21	21	16
Rhinobatidae	Guitarra	<i>Rhinobatos productus</i>	36	21	21	16
Serranidae	Extranjero, Baqueta	<i>Paralabrax auroguttatus</i> ; <i>Epinephelus acanthistus</i>	36	2	2	16
Elasmobranchi RAY	Mantas, Angelito	<i>Dasyatis brevis</i> ; <i>Gymnura marmorata</i> ; <i>Squatina californica</i>	36	21	21	9
Otros peces	Otros peces	<i>Prionotus</i> ; <i>Sphoeroides annulatus</i> ; <i>Scomberomorus sierra</i>	36	21	21	31
Haemulidae	Rayadito	<i>Orthopristis reddingi</i>	36	21	21	16
<i>Sicyonia p.</i>	Camarón de roca	<i>Sicyonia penicillata</i>	28	28	42	17
Pelágicos menores	Sardinas, Anchoa	<i>Cetengraulis mysticetus</i> ; <i>Opisthonema libertate</i> ; <i>Anchoa helleri</i>		21	42	42
<i>Farfantepenaeus c. JU</i>	C.cafe poslarva	<i>Farfantepenaeus californiensis</i>		41		41
<i>Litopenaeus s. JU</i>	C.azul poslarva	<i>Litopenaeus stylirostris</i>		41		41
Cephalopoda	Pulpo, Calamares	<i>Octopus</i>		3	12	10
Peces planos	Lenguados	<i>Paralichthys aestivalis</i> ; <i>Etropus</i>	36	21	21	18
Myctophidae	Linterna	<i>Triphoturus mexicanus</i>		21	21	14
Mojarras	Mojarras	<i>Calamus brachysomus</i> ; <i>Eucinostomus dowi</i>	36	21	21	22
<i>Callinectes sp</i>	Jaibas	<i>Callinectes bellicosus</i>	36	25	42	42
Polychaeta	Poliquetos	<i>Aricidea</i> , <i>Spionidae</i>		33	42	42
Stomatopoda	Cucaracha	<i>Squilla bigelowi</i>	36	3	3	15
<i>Litopenaeus s. AD</i>	Camarón azul	<i>Litopenaeus stylirostris</i>	1	29	42	17
Inv. bentónicos			31	31	31	42
<i>Farfantepenaeus c. AD</i>	Camarón café	<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	1	29	42	17
Zooplancton		<i>Copepoda</i> , <i>Calanoidea</i>	20	31	31	31
Fitoplancton		<i>Thalassiosira</i> , <i>Gymnodinium</i>	38	31	31	-
Macrofitas	Algas		27	40	-	-
Detritus			19	-	-	-

1. Aragón et al, 1999
2. Arreguín Sánchez et al, 1996
3. Arreguín Sánchez, 2000
4. AUDUBON, 2005. National Audubon Society
5. Aurióles & Zavala, 1994
6. Aurióles (com pers)
7. Balart & Castro Aguirre, 1995
8. Barlow et al, 1997
9. Bocanegra Castillo, 1998
10. Boletzky & Hanlon, 1983

11. Branstetter, 1987
12. CEPHBASE
13. Cisneros Mata et al, 1995
14. Collard, 1970
15. Crustacean, 2001
16. Cruz Escalona, 1998
17. Dall, et al, 1990
18. Dou Shouzen, 1992
19. ECOMPIRE
20. Farfán & Álvarez Borrego, 1992

21. FISHBASE
22. Fitch & Lavenberg, 1975
23. Galván Magaña & Niehnhuis, 1989
24. García Rodríguez, 1999
25. Hernández Moreno, 2000
26. IMMA
27. Littler & Littler, 1981
28. López Martínez et al, 1997
29. López Martínez, 2000
30. Mellink et al, 1997

31. Morales Zárate et al, 2004
32. Nelson et al, 1980
33. Nichols, 1975
34. Optiz, 1993
35. Pauly, 1978
36. Pedrín & Alemán, 1998
37. Román-Rodríguez, 1990
38. Santamaría del Ángel et al, 1994
39. Silber et al, 1994
40. Steward & Norris, 1981
41. SUPUESTA
42. Zetina-Rejón, 1999

Los datos de capturas y pesca incidental de las flotas ribereñas y camaronera fueron obtenidos de informes de la Secretaría de Pesca y del Sistema de Acceso a la Información Pública (Delgado Marchena & Pedrín, 1996; Cervantes Valle et al, 1994) para los tres puertos principales del área para la década de 1990. De esta forma se definieron 8 flotas en el modelo a los efectos de brindar una mayor resolución en los análisis:

1. Camaronera industrial - Pto. Peñasco
2. Camaronera artesanal- Pto. Peñasco
3. Ribereña – Pto. Peñasco
4. Camaronera industrial - San Felipe
5. Camaronera artesanal- San Felipe
6. Ribereña – San Felipe
7. Camaronera artesanal - Santa Clara. Peñasco
8. Ribereña – Santa Clara

La captura incidental de vaquitas reportada por D`Agrosa (1995) fue expresada en términos de biomasa. En todos los casos, los datos de biomasa y rendimiento pesquero fueron estandarizados a unidades de $t \cdot km^{-2}$ y las tasas a $t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$.

Parametrización

Una vez completados los datos requeridos para la estimación de parámetros faltantes del modelo (parametrización) se requiere la obtención del balance de masa. Por balance de masa se entiende que los parámetros componentes del modelo (que describen el ecosistema) obedecen la restricción física de que el flujo total de masa o energía hacia una especie/grupo debe ser igual al flujo desde ese grupo. Por lo tanto el modelo Ecopath obedece la primera ley de la termodinámica de que la masa y la energía se conservan dentro de un sistema cerrado. Debido a este supuesto, las entradas y salidas del ecosistema (no cerrado) se manejan en términos de migración-emigración, las cuales no fueron consideradas en el presente modelo (asumiéndose un balance en términos de los ciclos

anuales de movimientos). Sin embargo, se consideró (valor por defecto) que el detritus a largo plazo es exportado del sistema (hacia otros sistemas o eventualmente se vuelve no disponible). La búsqueda del primer modelo operativo (en balance de masas) se llevó a cabo manualmente, modificando de forma interactiva las proporciones de dietas para obtener valores de $E_{Ei} < 1$ para todos los grupos funcionales. Cabe destacar que la reestructura del modelo produjo leves alteraciones en las proporciones de dietas. Los datos de entrada para el modelo balanceado inicial se dan en la Tabla 2 y los datos iniciales de composición de dietas se muestran en el Anexo 1.

Se asignó un índice de calidad a cada uno de los datos de entrada del modelo por medio de la rutina “pedigrí de datos” (Funtowicz & Ravetz, 1990). El pedigrí de un dato de entrada en Ecopath es entendido como una categorización del origen de dicho valor y representa la incertidumbre asociada al dato de entrada. El criterio general utilizado es que las estimaciones partiendo de datos locales son como regla mejores que los datos estimados por cualquier otro medio (supuestos, relaciones empíricas, etc.). La especificación del pedigrí permite comparar la “calidad” de diferentes modelos y provee valores de incertidumbre para ser considerados explícitamente en la construcción del modelo. Para la asignación de los intervalos de variabilidad se utilizaron las escalas propuestas por defecto en el programa Ecopath (Christensen & Pauly, 2004). Los índices individuales fueron promediados para computar un índice de la “calidad” del modelo:

$$P = \sum_{i=1}^n \frac{I_{ij}}{n}$$

En donde I_{ij} es el valor del índice para cada dato de entrada y n es el número de datos entrados en el modelo.

Tabla 2. Datos utilizados como valores de entrada básicos para el modelo trófico del NGC para cada uno de los grupos considerados.

Grupo	Área de hábitat (fracción)	B t·km ⁻² ·año ⁻¹	P/B año ⁻¹	Q/B año ⁻¹	EE
Elasmobranchi TIB	1.00		0.28	3.00	0.75
<i>Zalophus c.</i>	0.56	0.025	0.54	35.47	
<i>Totoaba m. AD</i>	0.15	0.053	0.41	5.00	
Aves marinas	0.10	0.004	0.50	45.00	
Odontoceti	0.60	0.290	0.24	26.45	
<i>Phocoena s.</i>	0.30	0.005	0.60	30.00	
<i>Totoaba m. JU</i>	0.15	0.131	0.70	10.27	
Merluccidae	0.30	0.490	0.45	1.85	
Mysticeti	0.50	0.180	0.20	2.92	
Aves costeras	0.01	0.013	0.25	45.00	
Sciaenidae	0.30	0.840	2.95	12.10	
Rhinobatidae	0.30	0.499	0.68	2.60	
Serranidae	0.25	0.079	0.79	3.60	
Elasmobranchi RAY	0.30	1.380	0.93	5.10	
Otros peces	1.00		1.95	7.95	0.95
Haemulidae	0.40	0.173	2.85	14.40	
<i>Sicyonia p.</i>	0.45	0.048	3.00	8.50	
Pelágicos menores	0.30		3.30	10.56	0.95
<i>Lytopenaeus s. JU</i>	1.00	0.038	8.50	40.19	
<i>Farfantepenaeus c. JU</i>	1.00	0.119	9.00	37.11	
Cephalopoda	0.40		3.45	11.68	0.75
Peces planos	0.45		0.65	10.70	0.75
Myctophidae	1.00		1.46	7.94	0.95
Mojarras	0.40	0.793	1.65	6.20	
<i>Callinectes sp</i>	0.55	1.126	2.65	9.07	
Polychaeta	1.00		8.00	27.00	0.95
Stomatopoda	0.55	0.120	2.50	8.70	
<i>Lytopenaeus s. AD</i>	0.50	0.400	5.40	19.12	
Inv. bentónicos	1.00	2.886	30.00	84.00	
<i>Farfantepenaeus c. AD</i>	0.40	0.200	5.40	19.90	
Zooplankton	1.00	29.038	25.00	70.00	
Fitoplancton	1.00	113.000	60.00	-	
Macrofitas	0.70	2.300	60.00	-	
Detritus	1.00	88.520	-	-	

Los espacios en blanco representan datos estimados por el modelo. B, biomasa; P/B, cociente producción/biomasa; Q/B cociente consumo/biomasa; EE, eficiencia Ectrófica (valores asumidos).

Una vez obtenido un modelo balanceado, éste fue ajustado utilizando la rutina Ecoranger. Esta es una aproximación semi-bayesiana, que permite incorporar incertidumbre en los datos de entrada en donde cada dato se describe por una función previa de densidad de probabilidad. Ecoranger, utilizando el procedimiento de remuestreo de Monte Carlo, proporciona n posibles soluciones válidas desde un punto de vista termodinámico proveyendo medias, desvíos estándar y valores residuales para los parámetros de entrada, basándose en un criterio de restricción definido a priori (i.e. minimizar residuales). Para la aplicación de Ecoranger se consideró un coeficiente de variación de 10% en todos los datos y una distribución previa de densidad de probabilidad normal en todos los casos. Adicionalmente se estableció la restricción fisiológica $P/C < 0.49$.

La consistencia del mejor modelo seleccionado fue analizada entonces examinando su concordancia con restricciones termodinámicas y fisiológicas como las que deben seguir los cocientes:

$R/A < 1$ la asimilación no puede exceder a la respiración

$P/R < 1$ destino del alimento asimilado. No puede ser mayor a 1

P/Q (eficiencia bruta) : $0 < P/Q < 0.3$ excepto organismos rápido crecimiento, donde puede ser menor que 0.5.

Por su parte, se analizó el cociente R/B (comúnmente utilizado) que se basa en el precepto de que los grupos con mayor actividad deben presentar un mayor costo energético (expresado por la respiración) con respecto a su biomasa que los grupos más pasivos. Por otra parte, se compararon las estimaciones de mortalidad por pesca (F) de los camarones realizadas por Ecopath con estimaciones independientes realizadas por métodos tradicionales (Chávez, 1999) para la misma especie y la misma área y tiempo. También

fueron comparadas con estimaciones realizadas para las mismas especies en otras áreas del Pacífico mexicano (López-Martínez, 2000).

Descripción del Ecosistema – Estructura y Funcionamiento

Análisis básico

Los resultados de la parametrización del modelo permiten realizar una caracterización adecuada de la estructura trófica del ecosistema mediante el análisis de los atributos estimados para cada uno de los grupos funcionales y las flotas consideradas en el modelo.

Flujo a detritus

Para cada grupo, el flujo al detritus consiste del alimento no asimilado y los elementos del grupo que mueren por causas distintas a la depredación, como pueden ser las causas naturales, enfermedades, etc. Debe ser siempre positivo y se expresa en $t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$.

Cantidades ingeridas o exportadas

La EE es la parte de la producción ($P/B \cdot B$) de un grupo que es exportada o consumida por los productores en el modelo. En este trabajo no se consideraron los procesos migratorios, por lo que $P/B_i \cdot B_i \cdot EE_i$ es la cantidad total del grupo i que es consumido o pescado en el sistema. Esta cantidad se expresa como $t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$.

Nivel Trófico Promedio

Ecopath proporciona el NT fraccionario y adimensional (Odum & Heald, 1975) de cada grupo. En los productores y detritus se asigna arbitrariamente el $NT = 1$, en los consumidores, el NT se estima según la ecuación:

$$NT_i = 1 + \sum_{j^i}^n DC_{ij} \cdot NT_j$$

en donde:

n es el número de grupos funcionales
NT_i es el nivel trófico del grupo i
NT_j es el nivel trófico del grupo j
DC_{ij} es la proporción de la presa j en la dieta del depredador i

Índice de omnivoría

El índice de omnivoría (sensu Pauly et al, 1993) es estimado por el modelo como la varianza del NT de las presas de un consumidor.

$$IO = \sum_{j=1}^n (NT_j - (NT_i - 1))^2 \bullet DC_{ij}$$

n es el número de grupos funcionales
NT_i es el nivel trófico del grupo i
NT_j es el nivel trófico del grupo j
DC_{ij} es la proporción de la presa j en la dieta del depredador i

Este índice describe la distribución de las interacciones tróficas en cada NT. Cuando el valor del IO = 0, el consumidor se considera especialista (i.e. se alimenta en un solo NT); por el contrario, si el valor del IO es elevado, el consumidor se alimenta en varios NT. El IO es adimensional.

Índices globales del sistema

Estas estimaciones del modelo trófico permiten evaluar el estado del ecosistema, sus dimensiones y su estado de madurez *sensu* Odum (1969).

Total de flujos del sistema

La suma total de flujos del sistema (T) es estimada como la suma total de los cuatro componentes de flujos de un ecosistema; es decir, los flujos totales de consumo, más los flujos totales de exportación, más los flujos totales a detritus, más los flujos respiratorios totales. El total de flujos del sistema es un parámetro importante para la comparación de

redes de flujos, ya que representa el tamaño total del sistema en términos de flujos (Ulanowicz, 1986).

Producción primaria del sistema / respiración

Este cociente es considerado por Odum (1971) como un parámetro importante para describir el estado de madurez de un ecosistema. En estados tempranos de desarrollo se espera que la producción exceda la respiración, obteniendo un cociente P/R mayor que 1. En estados maduros, el cociente P/R debe ser cercano a 1, ya que la energía fijada (P) es equilibrada por el costo de mantenimiento (R). Este cociente adimensional puede tomar cualquier valor positivo.

Producción primaria del sistema / biomasa

El cociente entre la producción primaria del sistema y la biomasa total también se espera que sea función del estado de madurez del ecosistema. En estados inmaduros, la producción superará la respiración de la mayoría de los grupos (i.e mayor PP/Bt), como consecuencia se espera una acumulación de biomasa a lo largo del tiempo, por lo que en estados maduros decrecerá el cociente PP/Bt. Este cociente puede tomar cualquier valor positivo y tiene unidades de tiempo (i.e. año).

Biomasa del sistema / total de flujos

Según Odum (1971) la biomasa total del sistema que es sostenida por el flujo de energía disponible tiende a hacerse máxima en los estados más maduros del ecosistema. Este cociente puede tomar cualquier valor positivo y tiene unidades de tiempo.

Producción neta del sistema

La producción neta del sistema se estima como la diferencia entre la producción primaria total y la respiración total del sistema. Esta producción será grande en estado inmaduro y cercano a 0 en los estados maduros.

Respiración del sistema / biomasa

El cociente respiración total / biomasa total (R/B) puede ser visto como una función de orden termodinámico (Odum, 1971). Los sistemas biológicos en presencia de energía térmica (i.e. solar), deben continuamente extraer “desorden” para mantener su “orden” interno, tendiendo a maximizar su cociente R/B en una escala de tiempo evolutivo. Este cociente puede tomar cualquier valor positivo y se expresa en unidades de tiempo (en este caso año⁻¹).

Índice de conectancia (IC)

El índice de conectancia (IC) para una determinada red alimenticia es el cociente entre el número real de ligas sobre el número de ligas posibles $((N-1)^2$; donde N = número de grupos) entre los componentes del sistema. Se espera que a medida que el ecosistema madura (sensu Odum, 1971), las conexiones tróficas evolucionen desde un patrón lineal a uno tipo de red, por lo que se espera que el IC se correlacione positivamente con la madurez del sistema. Sin embargo, el IC es dependiente del nivel de agregación usado en la representación del ecosistema y esto limita las comparaciones entre modelos. Como alternativa se estima el Índice de Omnivoría del Sistema (IOS).

Índice de Omnivoría del sistema

El IOS es definido como el promedio del IO de todos los consumidores ponderado por el logaritmo de la ingesta de alimento de cada grupo (B·Q/B). Se espera que las tasas de ingesta se distribuyan dentro del sistema de forma aproximadamente log normal (Christensen & Pauly, 2004) por lo que se usa log como factor de ponderación. El IOS es una medida de cómo se distribuyen las interacciones alimenticias entre los niveles tróficos y caracteriza el grado en que el sistema muestra características de red.

Índice de solapamiento de nicho trófico

Ecopath adopta un índice simple de solapamiento de nicho (ISN) para cuantificar la manera en que se traslapan tróficamente los grupos incluidos en el modelo. Se utiliza una modificación del índice de Pianka (1973), derivado de los coeficientes de competencia de las ecuaciones de Lotka-Volterra entre dos grupos/especies.

$$O_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^n (p_{ji} \cdot p_{ki})}{(\sum_{i=1}^n (p_{ji}^2 + p_{ki}^2) / 2)}$$

en donde P_{ji} y P_{ki} son las proporciones del recurso i usadas por los grupos j y k , respectivamente. El índice es simétrico y asume valores entre 0 y 1. Un valor de cero sugiere que ambos grupos no comparten ningún recurso, 1 indica un solapamiento completo y los valores intermedios, solapamiento parcial en sus distintos grados.

Análisis de redes

El análisis de redes tróficas y sus índices asociados producen otro tipo de caracterización del ecosistema. Esta visión se produce básicamente en los términos de la teoría de Ulanowicz (1986, 1997, 2004). Los índices derivados del análisis de redes juegan un papel importante en la descripción del sistema al estar asociados teórica y prácticamente a los conceptos de salud, desarrollo y madurez de los ecosistemas. En este ámbito, el análisis de redes ecológicas provee las herramientas necesarias para acoplar los conceptos de riqueza, diversidad y abundancia, describiendo a los ecosistemas como un conjunto de compartimientos interconectados por flujos de energía o materia (Wulff et al. 1989). Por otra parte, la descripción del ecosistema en términos de flujo y compartimientos será en términos similares a los de otros sistemas naturales o artificiales (Ulanowicz, 1986).

Índices de flujos- medidas de estructura

Por medio de la teoría de la información, es posible cuantificar la estructura y organización del ecosistema, capturando los conceptos de madurez y salud mediante varios índices de flujos de la red trófica.

La Información Mutua Promedio (IMP) de la red de flujos (Rutledge et al. 1976) cuantifica el grado en que la autocatálisis ha organizado (o moldeado) la estructura de flujos del sistema:

$$IMP = \sum_{i=1, j=1}^n (T_{ij} / T) \log(T_{ij}T / T_j T_i)$$

La IMP es una medida de la organización del sistema en términos de la articulación de la red. Este concepto considera que dentro de una red organizada existe menos ambigüedad sobre los caminos que seguirán los flujos (i.e. bien organizada). La IMP escalada por el tamaño del sistema en términos de flujo (T) nos brinda una estimación de la Ascendencia (A) (Ulanowicz, 1986) de la red. La Ascendencia es un atributo que conjuga entonces el tamaño y la organización del sistema:

$$A = T \cdot \sum_{i=1, j=1}^n (T_{ij} / T) \log(T_{ij}T / T_j T_i)$$

Teóricamente, en ausencia de perturbaciones mayores, los sistemas tienden a evolucionar en la dirección que produzca el máximo incremento en la Ascendencia (Ulanowicz, 2004), por lo que los sistemas maduros tienen a aumentar su ascendencia.

El aumento primario en la ascendencia será debido mayormente al incremento de la actividad (T), luego los incrementos en ascendencia resultarán de una articulación fina, provocada por competencia entre caminos paralelos. Un decremento en ascendencia puede indicar algún tipo de estrés en el sistema (Ulanowicz, 1997) que puede representar un impacto sobre la actividad del sistema o su estructura. De esta forma, la ascendencia intenta encapsular numerosas observaciones en un único valor cuantitativo, por lo que teóricamente

puede volverse una herramienta cuantitativa para diagnosticar los cambios a nivel de ecosistema. De acuerdo a esto, la Ascendencia está ligada al desarrollo de los ecosistemas y, debido a que los ecosistemas no pueden crecer indefinidamente, se puede plantear un límite para el crecimiento y su desarrollo. Este límite se definió como la Capacidad de Desarrollo (Ulanowicz, 1986) que es expresado como:

$$C = -T \cdot \sum_{i=1}^n (T_i / T) \cdot \log(T_i / T)$$

En realidad los ecosistemas nunca llegan a su Capacidad de Desarrollo y siempre permanecerá una diferencia positiva entre la Capacidad de desarrollo y la Ascendencia, a la cual se le ha denominado “Overhead” (Ulanowicz, 1986) del sistema. Este índice es complementario a la Ascendencia y cuantifica la ineficiencia e incoherencia presentes en el sistema. Más aún, representa los grados de libertad disponibles en el sistema e implícitamente la potencialidad de adaptación a nuevas circunstancias (Ulanowicz, 1997). Un sistema con elevada Ascendencia e insuficiente “Overhead”, puede no ser capaz de responder efectivamente a las exigencias de su ambiente. (Ulanowicz, 2004).

Agregación trófica

En este análisis se revierte la rutina para la estimación de niveles tróficos fraccionales, para agregar al sistema en niveles tróficos discretos *sensu* Lindeman (1942), siguiendo el procedimiento planteado por Ulanowicz (1995). De esta forma se obtienen diversas estimaciones de flujos entre los niveles tróficos discretos: consumo, exportación, flujo a detritus, respiración y total de flujos por nivel trófico. Asimismo se estimaron las eficiencias de transferencia entre los niveles. Utilizando esta información se construyó un diagrama, en donde se muestra el modelo trófico simplificado en una cadena alimenticia lineal, con niveles tróficos discretos.

Producción Primaria Requerida

La cantidad de la producción que se requiere para mantener las extracciones pesqueras se estima siguiendo el procedimiento propuesto por Ulanowicz (1995):

$$PPR = \sum_{\text{Conductos}} (Y \cdot \prod_{\text{Depr. presa}} \frac{Q_{\text{Depr.}}}{P_{\text{Depr.}}} \cdot DC'_{\text{Depredador, Pr esa}})$$

donde:

P es la producción

Q es el consumo

DC` es la composición de dieta

Análisis de impactos tróficos mixtos

Se realizó un análisis de Impactos Tróficos Mixtos (ITM) en el que se evalúa el efecto combinado del incremento de biomasa de los grupos sobre los otros considerando las asociaciones directas (depredación) e indirectas (competencia) así como las flotas pesqueras. Este análisis fue desarrollado por Leontief (1951) en el área de ciencias económicas y en Ecopath se realiza siguiendo la aproximación planteada por Ulanowicz & Puccia (1990). El ITM de los grupos vivos se calcula mediante una matriz n x n en donde i,j representan la interacción entre el grupo que impacta i y el grupo impactado j de forma que:

$$TM_{ij} = DC_{ij} - FC_{ji}$$

Donde DC_{ij} es el término de composición de dieta y representa qué tanto de j contribuye a la dieta de i y FC_{ji} representa la proporción de la depredación sobre j que se debe al depredador i. Las flotas pesqueras son incluidas como un depredador más. Como DC_{ij} y FC_{ji} son proporciones, los ITM son comparables entre si para las diferentes combinaciones.

Resultados

Parametrización

El modelo de balance de biomasa construido para el ecosistema del NGC consideró un total de 34 grupos funcionales: 4 de mamíferos marinos, 2 para aves, 14 de peces, 10 de invertebrados, 1 de zooplancton, 1 de fitoplancton, 1 de macrofitas y 1 de detritus. El índice de calidad de la información para la construcción del modelo (pedigrí de datos) fue 0.51. La aplicación del programa Ecoranger a la información disponible permitió la construcción del mejor modelo trófico del NGC bajo el criterio de minimización de la suma de cuadrados. Como resultado de este proceso de remuestreo (usando distribución normal y CV = 10 % para todos los parámetros de entrada), se obtuvieron 3000 modelos posibles; el mejor de estos modelos obtuvo residuales mínimos igual a 519. La Tabla 3 corresponde a la matriz de proporciones de dietas obtenida después de aplicar Ecoranger. En la Tabla 4 se muestran las estimaciones primarias del mejor modelo Ecopath obtenido y sobre el cual se basan los análisis que siguen a continuación.

Tabla 3. Matriz depredador-presa del modelo remuestreado del ecosistema del NGC. Los valores representan la proporción (en peso húmedo de biomasa) de cada grupo presa (horizontal) en la dieta de cada grupo depredador (vertical) .

GRUPO	NOMBRE COMÚN	ESPECIES	B	PB	QB	Dieta
Elasmobranchi TIB	Tiburón tripa, bironcha	<i>Mustelus lunulatus</i> ; <i>Rhizoprionodon longurio</i>		11	21	23
<i>Zalophus c.</i>	Lobo marino	<i>Zalophus californianus</i>	6	31	5	24
<i>Totoaba m. AD</i>	Totoaba	<i>Totoaba macdonaldi</i>		13	35	37
Aves marinas	Aves marinas	<i>Sula leucogaster</i> ; <i>Pelecanus occidentalis</i>	30	41	34	4
Odontoceti	Delfines	<i>Tursiops truncatus</i> ; <i>Delphinus delphis</i>	39	31	26	31
<i>Phocoena s.</i>	Vaquita	<i>Phocoena sinus</i>	8	31	26	31
<i>Totoaba m. JU</i>	Machorros	<i>Totoaba macdonaldi</i>	36			31
Merluccidae	Merluza	<i>Merluccius productus</i>	32	21	21	7
Mysticeti	Ballenas	<i>Balaenoptera physalus</i> ; <i>Balaenoptera edeni</i>	39	31	26	31
Aves costeras	Aves costeras	<i>Limosa fedoa</i> ; <i>Calidris mauri</i>	30	41	34	4
Sciaenidae	Curvinas, Chano	<i>Cynoscion othonopterus</i> ; <i>Micropogonias megalops</i> ; <i>Menticirrhus nasus</i>	36	21	21	16
Rhinobatidae	Guitarra	<i>Rhinobatos productus</i>	36	21	21	16
Serranidae	Extranjero, Baqueta	<i>Paralabrax auroguttatus</i> ; <i>Epinephelus acanthistus</i>	36	2	2	16
Elasmobranchi RAY	Mantas, Angelito	<i>Dasyatis brevis</i> ; <i>Gymnura marmorata</i> ; <i>Squatina californica</i>	36	21	21	9
Otros peces	Otros peces	<i>Prionotus</i> ; <i>Sphoeroides annulatus</i> ; <i>Scomberomorus sierra</i>	36	21	21	31
Haemulidae	Rayadito	<i>Orthopristis reddingi</i>	36	21	21	16
<i>Sicyonia p.</i>	Camarón de roca	<i>Sicyonia penicillata</i>	28	28	42	17
Pelágicos menores	Sardinas, Anchoa	<i>Cetengraulis mysticetus</i> ; <i>Opisthonema libertate</i> ; <i>Anchoa helleri</i>		21	42	42
<i>Farfantepenaeus c. JU</i>	C.cafe poslarva	<i>Farfantepenaeus californiensis</i>		41		41
<i>Litopenaeus s. JU</i>	C.azul poslarva	<i>Litopenaeus stylirostris</i>		41		41
Cephalopoda	Pulpo, Calamares	<i>Octopus</i>		3	12	10
Peces planos	Lenguados	<i>Paralichthys aestuarius</i> ; <i>Etropus</i>	36	21	21	18
Myctophidae	Linterna	<i>Triphoturus mexicanus</i>		21	21	14
Mojarras	Mojarras	<i>Calamus brachysomus</i> ; <i>Eucinostomus dowi</i>	36	21	21	22
<i>Callinectes sp</i>	Jaibas	<i>Callinectes bellicosus</i>	36	25	42	42
Polychaeta	Poliquetos	<i>Aricidea</i> , <i>Spionidae</i>		33	42	42
Stomatopoda	Cucaracha	<i>Squilla bigelowi</i>	36	3	3	15
<i>Litopenaeus s. AD</i>	Camarón azul	<i>Litopenaeus stylirostris</i>	1	29	42	17
Inv. bentónicos			31	31	31	42
<i>Farfantepenaeus c. AD</i>	Camarón café	<i>Farfantepenaeus californiensis</i>	1	29	42	17
Zooplancton		<i>Copepoda</i> , <i>Calanoidea</i>	20	31	31	31
Fitoplancton		<i>Thalassiosira</i> , <i>Gymnodinium</i>	38	31	31	-
Macrofitas	Algas		27	40	-	-
Detritus			19	-	-	-

1. Aragón et al, 1999
2. Arreguín Sánchez et al, 1996
3. Arreguín Sánchez, 2000
4. AUDUBON, 2005. National Audubon Society
5. Auriolos & Zavala, 1994
6. Auriolos (com pers)
7. Balart & Castro Aguirre, 1995
8. Barlow et al, 1997
9. Bocanegra Castillo, 1998
10. Boletzky & Hanlon, 1983

11. Branstetter, 1987
12. CEPHBASE
13. Cisneros Mata et al, 1995
14. Collard, 1970
15. Crustacean, 2001
16. Cruz Escalona, 1998
17. Dall, et al, 1990
18. Dou Shouzen, 1992
19. ECOMPIRE
20. Farfán & Álvarez Borrego, 1992

21. FISHBASE
22. Fitch & Lavenberg, 1975
23. Galván Magaña & Niehnhuis, 1989
24. García Rodríguez, 1999
25. Hernández Moreno, 2000
26. IMMA
27. Littler & Littler, 1981
28. López Martínez et al, 1997
29. López Martínez, 2000
30. Mellink et al, 1997

31. Morales Zárata et al, 2004
32. Nelson et al, 1980
33. Theronx. & Wigley, 1998.
34. Optiz, 1993
35. Pauly, 1978
36. Pedrín & Alemán, 1998
37. Román-Rodríguez, 1990
38. Santamaría del Ángel et al, 1994
39. Silber et al, 1994
40. Steward & Norris, 1981
41. SUPUESTA
42. Zetina-Rejón, 1999

Tabla 4. Estimaciones primarias realizadas para cada grupo trófico del modelo remuestreado del ecosistema del NGC.

Grupo	NT	B t·km ⁻² ·año ⁻¹	P/B año ⁻¹	Q/B año ⁻¹	EE
Elasmobranchi TIB	4.03	0.72	0.27	3.12	0.81
<i>Zalophus c.</i>	3.97	0.03	0.55	35.99	0.06
<i>Totoaba m. AD</i>	3.96	0.05	0.41	4.86	0.82
Aves marinas	3.95	0.00	0.49	41.55	0.01
Odontoceti	3.93	0.28	0.24	28.36	0.11
<i>Phocoena s.</i>	3.92	0.01	0.56	28.06	0.31
<i>Totoaba m. JU</i>	3.82	0.13	0.71	11.12	0.60
Merluccidae	3.79	0.49	0.46	1.91	0.59
Mysticeti	3.55	0.18	0.19	2.91	0.04
Aves costeras	3.45	0.01	0.26	45.56	0.06
Sciaenidae	3.44	0.88	2.97	12.48	0.67
Rhinobatidae	3.32	0.50	0.70	2.55	0.64
Serranidae	3.26	0.08	0.75	3.52	0.92
Elasmobranchi RAY	3.10	1.46	1.01	4.85	0.71
Otros peces	3.02	2.21	1.85	7.97	0.99
Haemulidae	3.01	0.16	3.11	13.98	0.81
<i>Sicyonia p.</i>	3.00	0.05	3.07	8.09	0.75
Pelágicos menores	2.97	5.09	3.51	11.20	0.95
<i>Lytopenaeus s. JU</i>	2.88	0.04	8.88	40.17	0.48
<i>Farfantepenaeus c. JU</i>	2.88	0.12	9.73	37.90	0.20
Cephalopoda	2.82	5.94	3.38	11.65	0.77
Peces planos	2.77	0.52	0.59	11.04	0.81
Myctophidae	2.77	1.09	1.55	8.54	0.98
Mojarras	2.64	0.75	1.62	5.88	0.72
<i>Callinectes sp</i>	2.53	1.08	2.67	9.47	0.08
Polychaeta	2.47	5.05	8.13	27.15	0.94
Stomatopoda	2.46	0.12	2.54	9.02	0.73
<i>Lytopenaeus s. AD</i>	2.45	0.41	5.21	18.49	0.94
Inv. bentónicos	2.42	3.00	31.54	81.41	0.48
<i>Farfantepenaeus c. AD</i>	2.41	0.20	5.38	20.37	0.75
Zooplankton	2.25	28.63	24.26	65.40	0.67
Fitoplancton	1.00	116.11	57.85	-	0.21
Macrofitas	1.00	2.36	59.99	-	0.42
Detritus	1.00	88.52	-	-	0.06

NT, Nivel trófico; B, biomasa; P/B, cociente producción/biomasa; Q/B cociente consumo/biomasa; EE, eficiencia Ecotrófica. Sombreado: valores estimados por Ecopath.

Los resultados del análisis de consistencia muestran que el modelo obtenido presenta un alto grado de coherencia y concordancia con ciertas restricciones termodinámicas y fisiológicas (Tabla 5). Para todos los grupos, $R/A < 1$ (la asimilación no excede la respiración), $P/R < 1$ (la respiración no excede a la producción). Se considera, por evidencias empíricas, que los valores de la eficiencia bruta oscilan entre $0 < P/Q < 0.4$, incluyendo a grupos con elevada P como el zooplancton o los invertebrados bentónicos. El análisis comparativo con valores de R/B para 13 grupos funcionales obtenidos de 18 modelos tróficos denota una gran variabilidad del cociente R/B dentro de los grupos (Figura 2).

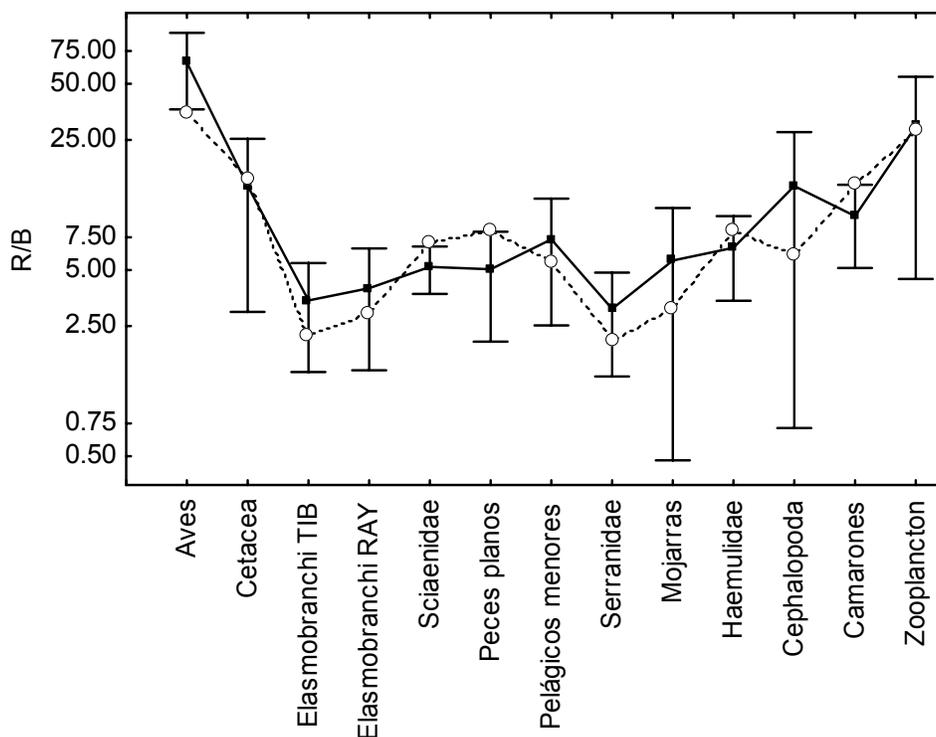


Figura 2. Análisis comparativo del cociente R/B (■ media ± ES, línea continua) en 13 grupos funcionales tomados de 15 modelos ecotróficos (Anexo 3). Estimaciones del presente estudio: ○ línea punteada.

Los mamíferos y aves presentaron valores superiores a 20. También los organismos de menor tamaño (e.g. zooplancton) presentaron valores del cociente R/B elevados. Dentro de los peces, los valores fueron medios (entre 1.8 y 10.9) correspondiendo el valor menor a los Serranidae y el mayor a los Haemulidae. En general los valores obtenidos para el NGC

coinciden con las tendencias encontradas en modelos tróficos de sistemas tropicales y templados.

Tabla 5. Estimaciones de los cocientes: respiración/asimilación (R/A), producción/respiración (P/R), producción consumo (P/Q) y respiración/biomasa (R/B), para cada grupo representado en el modelo trófico del NGC.

Grupo	R/A	P/R	P/Q	R/B
Elasmobranchi TIB	0.89	0.12	0.09	2.23
<i>Zalophus c.</i>	0.98	0.02	0.02	28.24
<i>Totoaba m. AD</i>	0.89	0.12	0.09	3.48
Aves marinas	0.99	0.02	0.01	32.75
Odontoceti	0.99	0.01	0.01	22.45
<i>Phocoena s.</i>	0.98	0.03	0.02	21.89
<i>Totoaba m. JU</i>	0.92	0.09	0.06	8.19
Merluccidae	0.70	0.43	0.24	1.07
Mysticeti	0.92	0.09	0.07	2.14
Aves costeras	0.99	0.01	0.01	36.18
Sciaenidae	0.70	0.42	0.24	7.01
Rhinobatidae	0.66	0.52	0.27	1.34
Serranidae	0.73	0.36	0.21	2.07
Elasmobranchi RAY	0.74	0.35	0.21	2.88
Otros peces	0.71	0.41	0.23	4.53
Haemulidae	0.72	0.39	0.22	8.08
<i>Sicyonia p.</i>	0.53	0.90	0.38	3.41
Pelágicos menores	0.61	0.64	0.31	5.45
<i>Lytopenaeus s. JU</i>	0.98	0.25	0.22	35.91
<i>Farfantepenaeus c. JU</i>	0.99	0.27	0.26	35.94
Cephalopoda	0.64	0.57	0.29	5.94
Peces planos	0.93	0.07	0.05	8.24
Myctophidae	0.77	0.29	0.18	5.29
Mojarras	0.66	0.52	0.28	3.09
<i>Callinectes sp</i>	0.65	0.55	0.28	4.90
Polychaeta	0.63	0.60	0.30	13.58
Stomatopoda	0.65	0.54	0.28	4.68
<i>Lytopenaeus s. AD</i>	0.92	0.38	0.28	13.61
Inv. bentónicos	0.52	0.94	0.39	33.58
<i>Farfantepenaeus c. AD</i>	1.00	0.33	0.26	16.33
Zooplancton	0.54	0.87	0.37	28.06
Fitoplancton	-	-	-	-
Macrofitas	-	-	-	-
Detritus	-	-	-	-

El valor de mortalidad por pesca estimado por el modelo Ecopath para la década de 1990 en el caso de *Lytopenaeus stylirostris* es $F = 1.4$ y para *Farfantepenaeus californiensis* $F = 1.8$. Estos valores de mortalidad por pesca (F) son coherentes con otras estimaciones realizadas para las mismas especies y áreas similares. Por su parte, los valores de F estimados por el modelo trófico fueron muy cercanos a los calculados mediante el modelo FISMO (Chávez, 1999) (Figura 3). Las estimaciones de F para la década de los 1970 fueron considerablemente menores que las de la década de los 1990, coincidiendo con las menores capturas registradas en esa época.

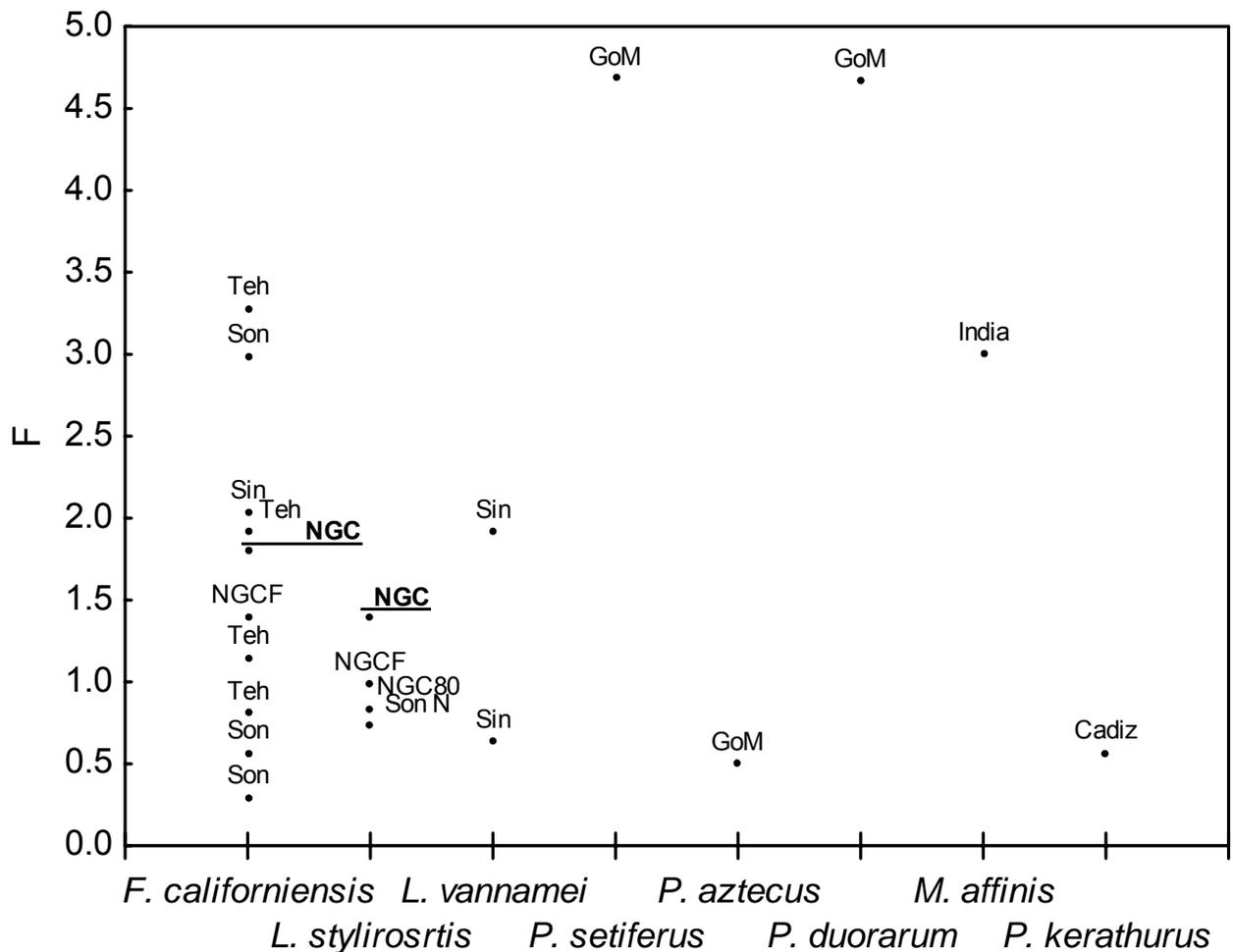


Figura 3. Comparación entre diferentes métodos, especies y áreas de estimaciones de mortalidad por pesca (F) de camarones. GoM: Golfo de México; Teh: Tehuantepec; Sin: Sinaloa; Son: Sonora (valores de referencia, tomados de López-Martínez, 2000); NGC: este trabajo; NGCF: Norte del Golfo de California, estimado mediante FISMO; NGC80: Norte del Golfo de California, década de 1980.

Análisis básico – estructura trófica

Las estimaciones básicas del modelo se muestran en la Tabla 4, donde se puede distinguir por su nivel trófico (NT) a los depredadores superiores: tiburones, lobos marinos, totoaba, delfines y vaquita marina. Por otro lado, se separan los grupos con mayor biomasa: fitoplancton, zooplancton, pelágicos menores. Los valores más elevados de EE se obtuvieron para organismos de NT bajo (pelágicos menores, poliquetos, camarones), e intermedio (serranide, *Totoaba*, *Elasmobranchi*). Las aves y mamíferos marinos, por su parte, presentaron valores bajos de EE, al igual que los grupos productores primarios y el detritus. Consistentemente existe un importante flujo a detritus proveniente directamente del fitoplancton (Tabla 6).

En la Figura 4 se muestran las estimaciones de Índice de Omnivoría, flujo a detritus y respiración en relación al NT. Es posible observar que el IO tiende a ser mayor en los NT intermedios, siguiendo una función cuadrática. Por su parte, se observa que el flujo a detritus disminuye exponencialmente al aumentar el NT. En cuanto a la R (al igual que P, Q y A no mostrados), existe una tendencia (exponencial) a decrecer al incrementarse el nivel trófico (i.e. cuanto más elevado el NT menor producción y menor respiración).

Tabla 6. Estimaciones complementarias del modelo trófico del NGC, para cada grupo funcional.

Grupo	EN	IO	FD	F	Mp
Elasmobranchi TIB	0.11	0.05	0.49	0.04	0.18
<i>Zalophus c.</i>	0.02	0.05	0.11	0.00	0.04
<i>Totoaba m.</i> AD	0.11	0.07	0.01	0.32	0.02
Aves marinas	0.02	0.10	0.00	0.00	0.01
Odontoceti	0.01	0.05	0.99	0.00	0.03
<i>Phocoena s.</i>	0.03	0.09	0.01	0.17	0.00
<i>Totoaba m.</i> JU	0.08	0.14	0.05	0.04	0.39
Merluccidae	0.30	0.06	0.08	0.09	0.18
Mysticeti	0.08	0.09	0.07	0.00	0.01
Aves costeras	0.01	0.01	0.00	0.00	0.02
Sciaenidae	0.30	0.38	0.92	0.14	1.86
Rhinobatidae	0.34	0.51	0.11	0.11	0.34
Serranidae	0.27	0.64	0.02	0.23	0.46
Elasmobranchi RAY	0.26	0.46	0.55	0.19	0.53
Otros peces	0.29	0.63	3.58	0.11	1.71
Haemulidae	0.28	0.64	0.22	1.71	0.81
<i>Sicyonia p.</i>	0.47	0.41	0.05	0.00	2.28
Pelágicos menores	0.39	0.27	3.69	0.01	3.33
<i>Lytopenaeus s.</i> JU	0.28	0.33	0.00	0.00	4.27
<i>Farfantepenaeus c.</i> JU	0.32	0.33	0.00	0.00	1.96
Cephalopoda	0.36	0.47	7.40	0.00	2.60
Peces planos	0.07	0.63	0.54	0.38	0.10
Myctophidae	0.23	0.43	1.87	0.03	1.51
Mojarras	0.34	0.53	0.49	0.43	0.73
<i>Callinectes sp</i>	0.35	0.50	2.58	0.00	0.20
Polychaeta	0.38	0.45	29.68	0.00	7.68
Stomatopoda	0.35	0.52	0.17	0.25	1.61
<i>Lytopenaeus s.</i> AD	0.35	0.42	0.00	1.37	3.51
Inv. bentónicos	0.48	0.39	97.84	0.06	15.11
<i>Farfantepenaeus c.</i> AD	0.33	0.40	0.00	1.73	2.32
Zooplankton	0.46	0.25	604.21	0.00	16.24
Fitoplancton		0.00	5319.00	0.00	12.03
Macrofitas		0.00	57.98	0.00	24.93
Detritus		0.19	0.00		

EN, eficiencia neta; IO, Índice de omnivoría; FD, flujo a detritus; F, mortalidad por pesca; Mp, mortalidad natural por depredación.

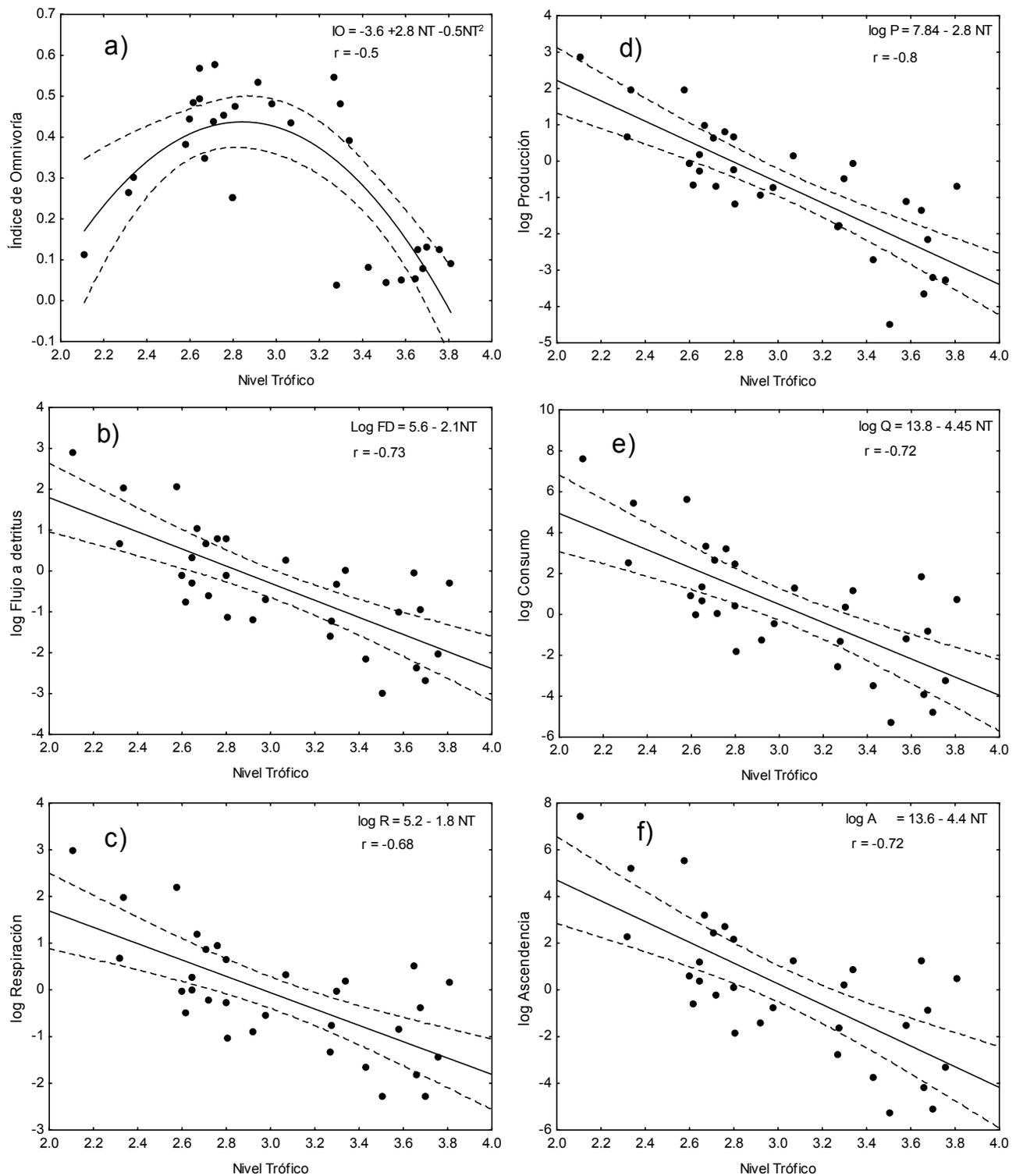


Figura 4. Tendencias de algunos parámetros estimados por el modelo, con respecto al NT de cada uno de los grupos. a) Índice de Omnivoría; b) Flujo a detritus; c) Respiración; d) Producción; e) Consumo, f) Ascendencia.

Índices globales del sistema

Las estadísticas e índices del ecosistema del NGC se presentan comparándolos con el promedio y el desvío estándar (DE) obtenidos de 31 modelos tróficos de ecosistemas templados y tropicales (Tabla 7). Las estimaciones obtenidas para el NGC en pocos casos difirieron de este promedio por más de un DE.

Tabla 7. Estadísticos globales descriptores del ecosistema del NGC, comparados con el promedio (\pm DE) respectivo, obtenido de 31 modelos de ecosistemas de zonas templadas y tropicales (Anexo 2).

	NGC90	MEDIA	DE
Flujos totales	15313	13020	10104
Flujos de consumo	2362	4781	4529
Flujos de exportación	5780	2217	2186
Flujos de respiración	1037	2248	2200
Flujos a detritus	6134	4420	3529
Producción total	7671	5950	3740
PPN CALCULADA	6816	5278	3579
PPT/RT	6.6	3.2	3.1
TPP/TB	41.2	22.9	16.6
% PPR	0.5	20	19.7
NTc	2.76	3.25	0.65
Índice de Conectancia	0.31	0.27	0.06
Índice Omnivoría Sistema	0.37	0.23	0.09
Ascendencia	16823	16019	12506
Ascendencia %	44	33	10
Overhead	21846	36564	32355
Overhead %	56	68	7
Capacidad	38669	52679	44441

PP, producción primaria; PPT, producción primaria total; PPR, producción primaria requerida para mantener la extracción; NTc, nivel trófico promedio de la captura. DE: desvío estándar.

La suma total de flujos del sistema (T) sobre el área es considerada como una medida de su tamaño. El NGC presentó un valor de $T = 15313t \text{ km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$. De los flujos totales del ecosistema, casi el 15 % son flujos de consumo, el 7 % son flujos a respiración (22 % de los flujos en funcionamiento del ecosistema), el 40 % son flujos a exportación (incluye capturas y exportación de detritus fuera del sistema) y el 40 % son flujos a detritus. Se aprecia que el ecosistema del NGC es levemente mayor en términos de flujos que la media. En cuanto a la

producción en biomasa se aprecia que el modelo representa un ecosistema más productivo que la media. El NT promedio de las capturas fue de 2.76, y el porcentaje de PPR para mantener las pesquerías fue 0.5%.

El Índice de Conectancia (IC) indica que solamente un 30 % de las uniones posibles se da en la red alimenticia del NGC. Los valores obtenidos de los índices PP/R y PP/B pueden considerarse comparativamente elevados.

Análisis de redes

Índices de flujos- medidas de estructura

En lo referente a los descriptores derivados de la teoría de redes (Tabla 7) la Ascendencia (A, medida del contenido de información del sistema), se ubicó en 44 % de la Capacidad de Desarrollo (CD), dejando disponible un “Overhead” de 56 %.

Analizando la participación de la totoaba y la vaquita en los estadísticos de todo el sistema es evidente que su contribución es muy baja en términos porcentuales (Tabla 8).

Tabla 8. Valores totales de atributos del ecosistema del NGC y porcentajes de participación de diferentes componentes seleccionados.

	Todo el sistema	% <i>Phocoena</i>	% <i>Totoaba</i>	% Peces	% Mam. Mar.	% Zoopl.	% Fitopl.
Total de flujos	15313	0.0003	0.0017	0.38	0.036	12.23	43.86
Biomasa total	165	0.0031	0.1106	8.77	0.296	17.31	70.14
Flujo a detritus	6134	0.0002	0.0009	0.21	0.019	9.85	86.72
Ascendencia	16823	0.0007	0.0038	1.04	0.086	0.014	35.84

Mam. Mar.: Mamíferos marinos; Zoopl.: zooplancton; Fitopl.: fitoplancton).

Otra forma de analizar la participación de las especies amenazadas en el ecosistema es mediante un índice de solapamiento de nicho trófico (Figura 5). En este análisis se

demuestra que la totoaba tiene un solapamiento importante con las aves marinas, con la vaquita y un poco menor con los tiburones y los otros mamíferos marinos (Figura 5a; b). Por su parte, la vaquita presenta un solapamiento mayor al 70 % con los lobos, las aves, los delfines y los tiburones (Figura 5c).

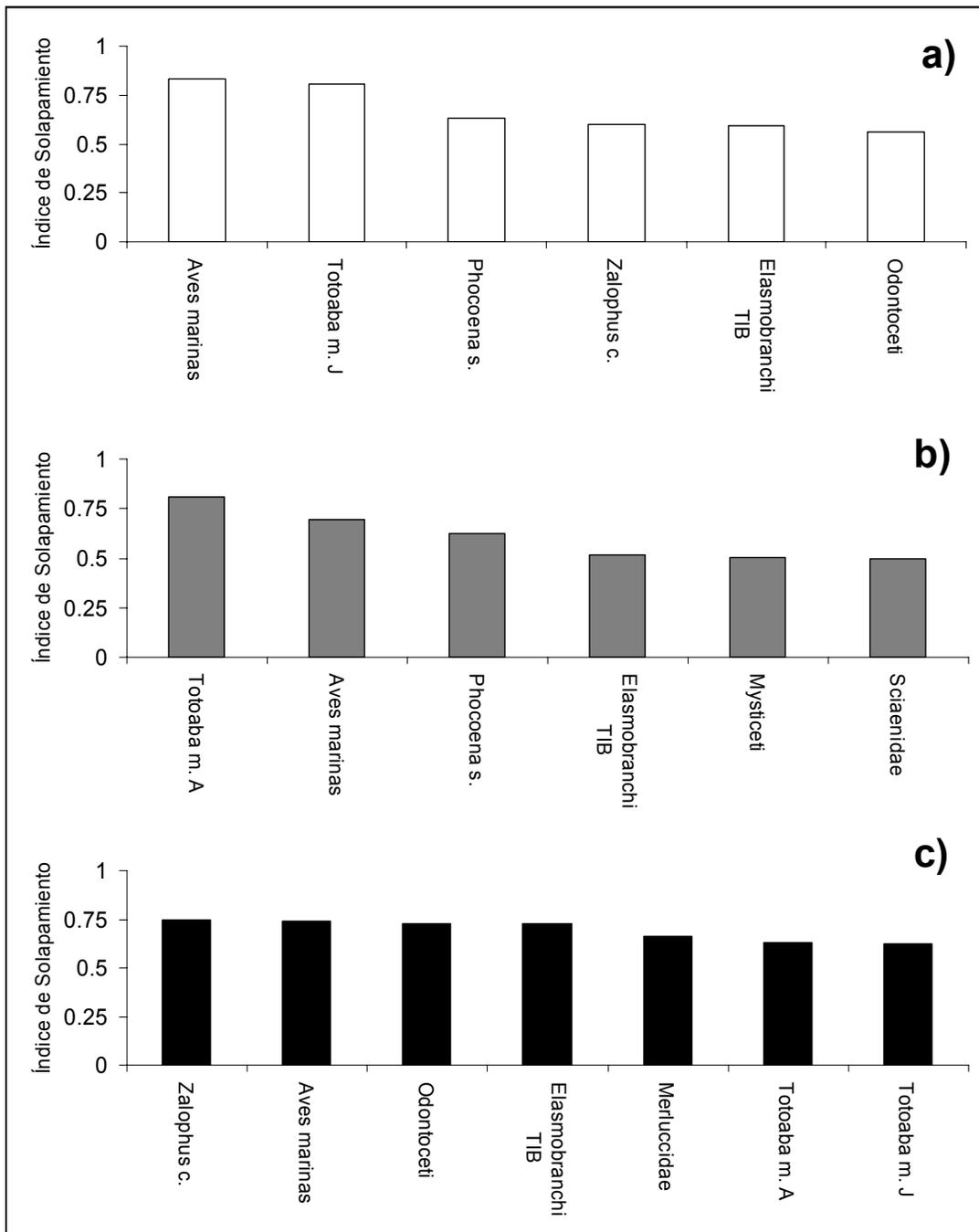


Figura 5. Índice de solapamiento de nicho trófico estimado por Ecopath para las especies protegidas(a) *Totoaba macdonaldi* adulto, (b) *Totoaba macdonaldi* juvenil y (c) y *Phocoena sinus*.

Agregación trófica

El análisis de agregación trófica condensó a los grupos modelados en ocho niveles tróficos discretos; sin embargo, los flujos no son significativos más allá del quinto nivel trófico discreto (Figura 6). En esta simplificación del modelo trófico se aprecian los diferentes tipos de flujos en el sistema, así como las tasas de eficiencia de transferencia entre los niveles tróficos discretos. En este tipo de diagramas las líneas que salen hacia arriba de las cajas, representan exportaciones (pesca); las horizontales, los flujos entre los niveles tróficos; hacia abajo, flujo a detritos; finalmente, las curvas, la respiración. La proporción de los flujos totales que proviene del detritus es 0.44. Sin embargo, el 80% de los flujos a los consumidores secundarios proviene de los productores primarios y el resto proviene de los detritus. Los mayores flujos producidos por la pesca se observan en los NT II y III respectivamente, coincidente a grandes rasgos con el valor del NT de la captura (2.76). La eficiencia de transferencia media entre niveles tróficos (geométrica entre NT II-IV) fue de 9.1 %, disminuyendo desde el NT II hasta el NT V.

Análisis de impactos tróficos mixtos

El análisis de impactos tróficos mixtos muestra el efecto combinado del incremento de biomasa de los grupos sobre los otros, considerando las asociaciones directas (depredación) e indirectas (competencia). Dichos impactos se representan por las barras sombreadas, positivo hacia arriba, negativo hacia abajo. En la Figura 7 se muestran los efectos de algunos grupos relevantes sobre todos los demás componentes del ecosistema. Por su parte, en la Figura 8 se grafica el impacto que producen las flotas pesqueras sobre cada uno de los componentes del sistema.

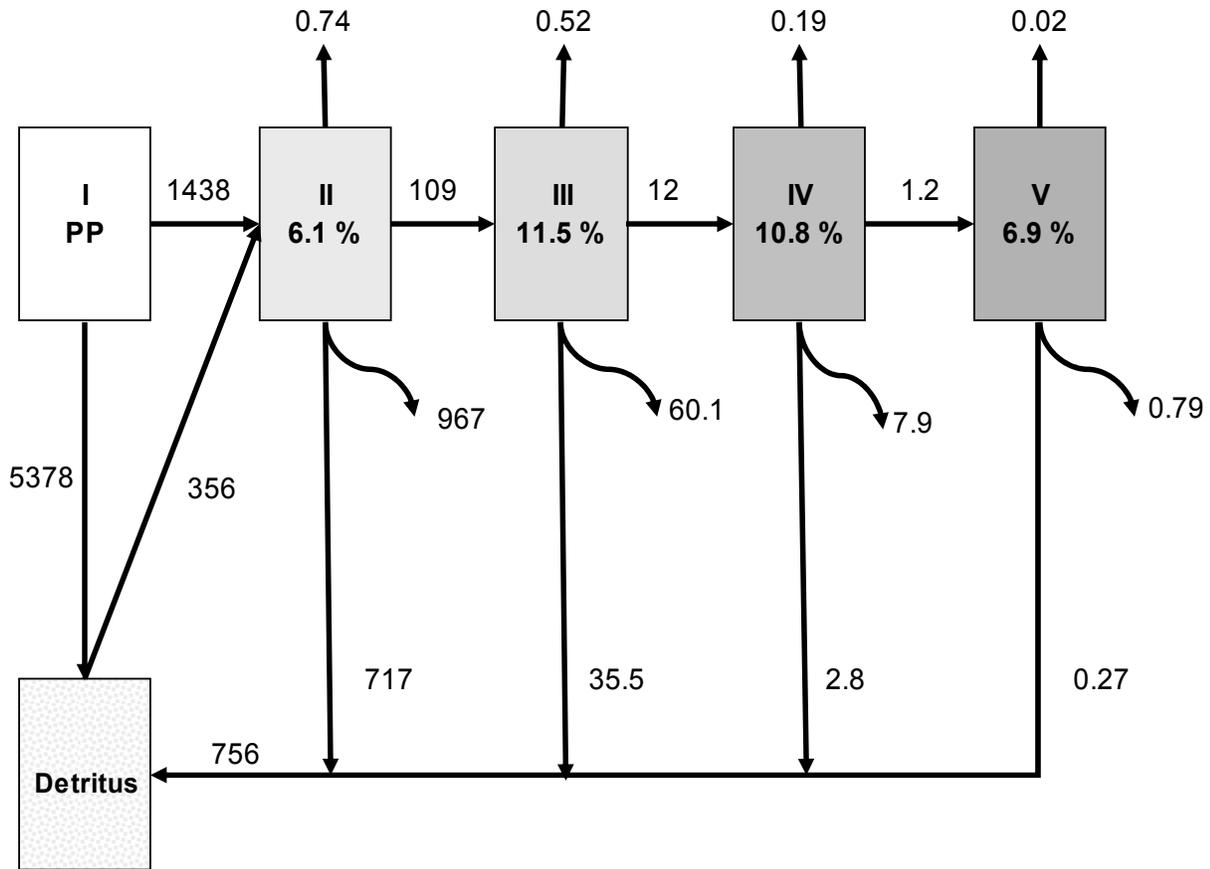
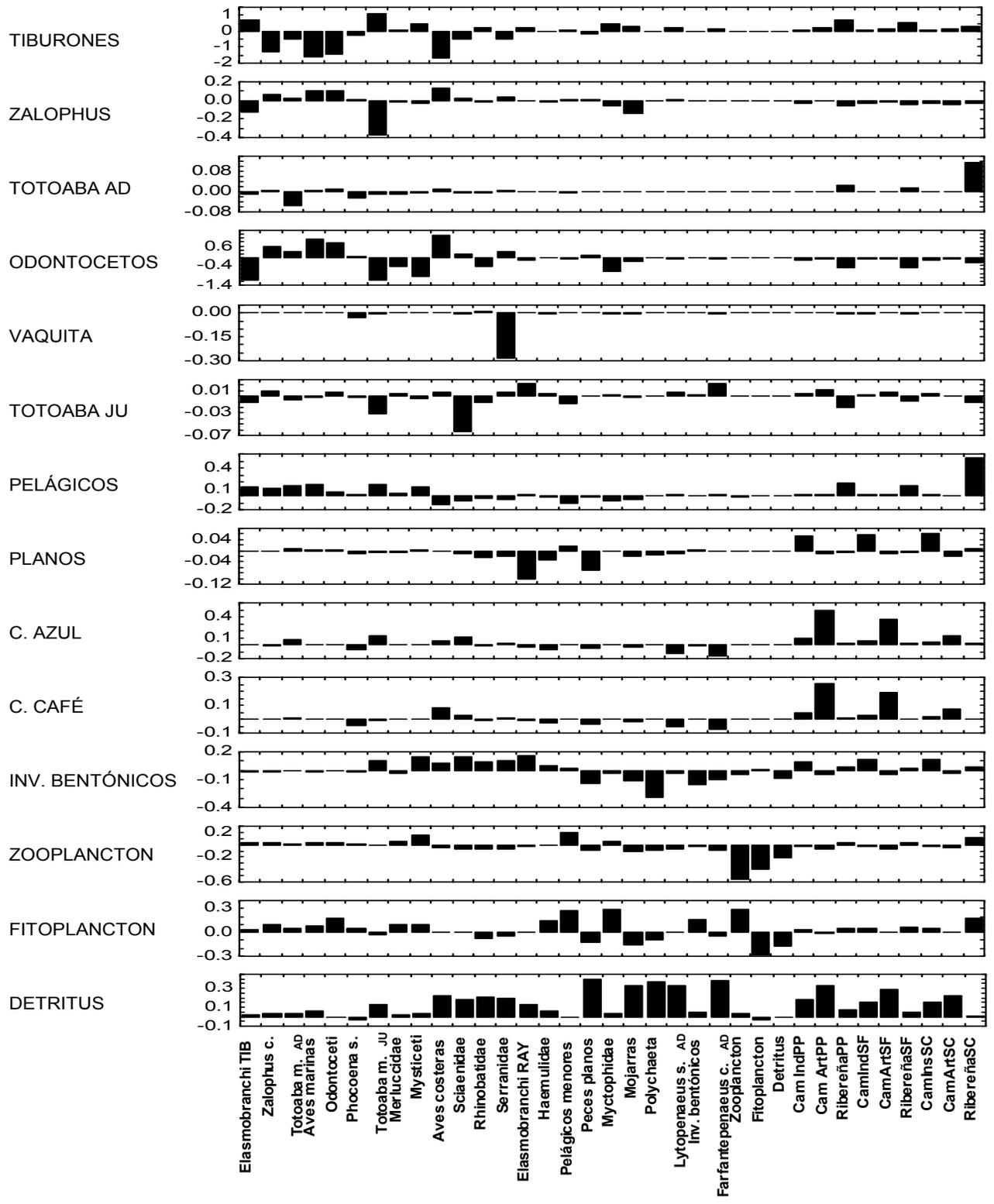


Figura 6: Diagrama de flujos (espina de Lindeman) simplificado por niveles tróficos discretos así como las magnitudes de los principales tipos de flujos en el ecosistema del NGC. (flujos de biomasa en $t \cdot km^2 \cdot año^{-1}$).

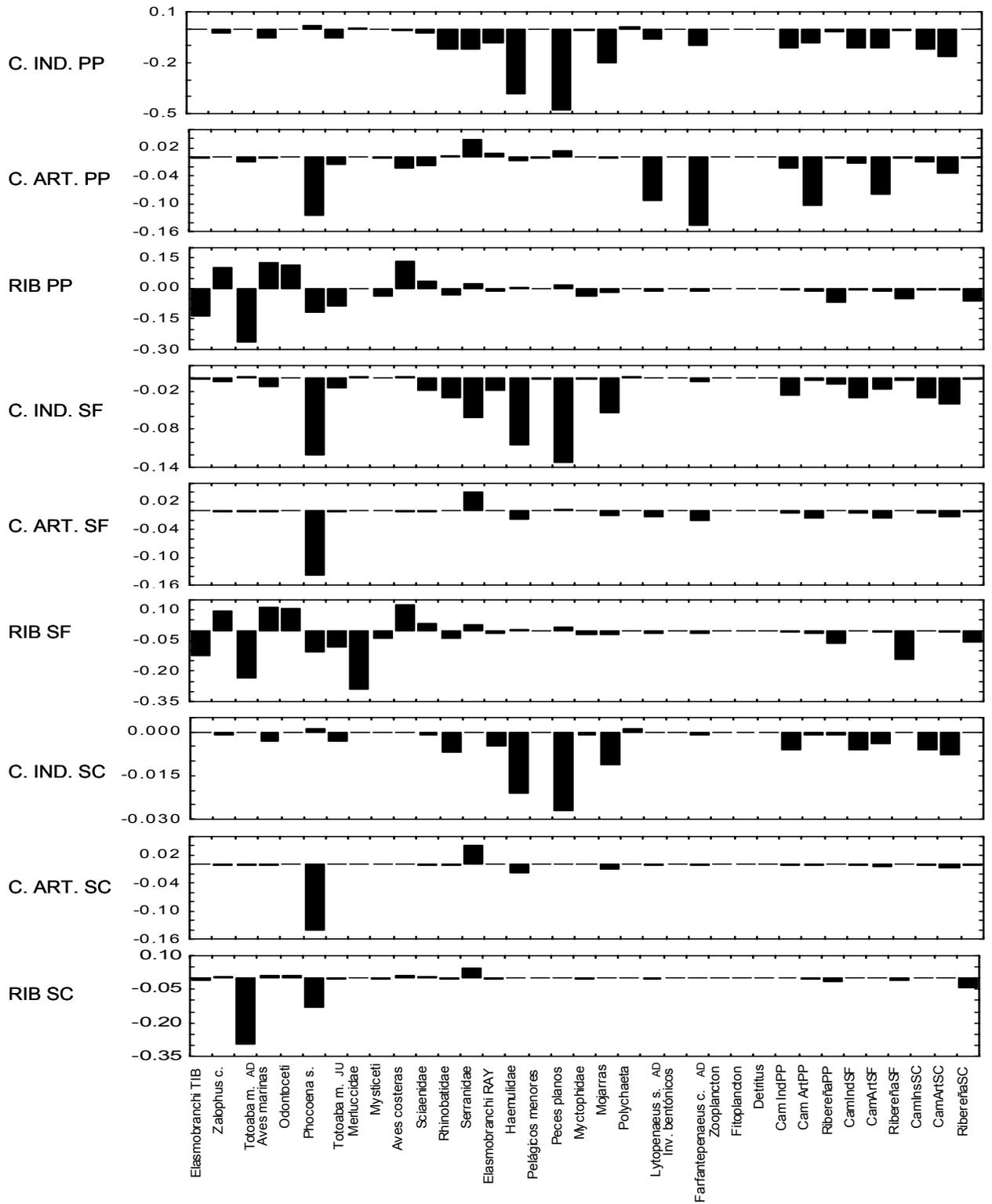
GRUPOS IMPACTANTES



GRUPOS IMPACTADOS

Figura 7. Impactos tróficos mixtos, mostrando el efecto de 14 grupos seleccionados, sobre todos los otros componentes del modelo. PP, Puerto Peñasco; SF, San Felipe; SC, Santa Clara. Nótese las diferentes escalas usadas en el eje y.

GRUPOS IMPACTANTES



GRUPOS IMPACTADOS

Figura 8. Impactos tróficos mixtos, mostrando el efecto de las 9 flotas consideradas para el NGC, sobre todos los otros componentes del modelo. Nótese las diferentes escalas usadas en el eje y. PP, Puerto Peñasco; SF, San Felipe; SC, Santa Clara.

Discusión

El modelo trófico de balance de masas (Ecopath) permite representar de forma integral al ecosistema del NGC. Por un lado, provee una exhaustiva caracterización de las componentes individuales del ecosistema incluidas las flotas pesqueras y las especies protegidas. Por otro, suministra una descripción holística del sistema utilizando métricas ad hoc para representar los procesos ecológicos que ocurren en dicho nivel de organización.

Origen y calidad de datos

El modelo del NGC, al igual que la gran mayoría de los modelos Ecopath, fue construido usando datos provenientes de muy variadas fuentes. En su mayoría los datos corresponden a estimaciones propias para el área de estudio (e.g. biomasa y captura) y/o la especie representativa del grupo. Sin embargo, la mayor carencia de datos para el área se registró en las dietas, en donde se reportan muy pocos estudios específicos para el NGC. En su defecto se utilizaron datos de regiones cercanas o de estudios de carácter general para el grupo taxonómico (e.g. Golfo de California central, FISHBASE). Como consecuencia, el índice que cuantifica la calidad de la información del modelo indica que la misma es intermedia ($P = 0.51$) y que la mitad de la información no está asociada a datos locales. Esto puede ser justificado parcialmente al considerar que la mayoría de los grupos considerados no tienen dietas altamente especializadas (Manickchand-Heileman et al, 1998a) y por la reconocida variabilidad espacio temporal en las dietas de muchos organismos marinos. Más allá de estas consideraciones, las predicciones del modelo se muestran consistentes con varios indicadores termodinámicos y fisiológicos, así como con estimaciones independientes de ciertos parámetros. Tal es el caso de las mortalidades por pesca de los camarones, en las que las estimaciones realizadas con métodos basados en la dinámica poblacional (Chávez,

1999) de las especies coinciden notablemente con las estimaciones del modelo multiespecífico. En este sentido, estas comparaciones se consideran relevantes para compatibilizar los métodos utilizados en la aproximación tradicional de manejo de pesquerías y la aproximación ecosistémica. En este sentido, el modelo se considera consistente desde un punto de vista biológico.

Análisis básico – estructura trófica

El modelo trófico evidencia que las dos especies protegidas que habitan en el NGC (totoaba y vaquita) actúan como depredadores superiores en el ecosistema junto con otros grandes vertebrados. La mayoría de los grupos de peces constituyen los niveles tróficos intermedios y los invertebrados conforman los niveles tróficos inferiores. De forma muy general este patrón es recurrente en los modelos de ecosistemas marinos templados y tropicales (ver por ejemplo Gasalla et al, 2004; Okey et al, 2004).

Los valores más elevados de EE se obtuvieron para organismos de NT bajo (e.g. pelágicos menores, poliquetos, camarones) e intermedio (e.g. serranide, *Totoaba*, *Elasmobranchi*), indicando que gran parte de la producción secundaria de estos grupos es consumida por los depredadores y/o exportada por las actividades pesqueras. Las aves y mamíferos marinos, por su parte, presentaron valores bajos de EE, representando la escasa depredación que sufren estos grupos en el ecosistema con respecto a otras fuentes de mortalidad natural (senescencia, enfermedades, etc.).

Los bajos valores de EE obtenidos para los productores primarios y el detritus indicarían que una gran parte de la producción primaria no es consumida en el sistema, llevando a acumulación de detritus (en adición a los aportados por el DRC). Esto es consistente con el

importante flujo a detritus proveniente directamente del fitoplancton y concuerda con varias investigaciones que sugieren que la exportación de carbono a regiones oceánicas profundas es un rasgo típico de las plataformas continentales (Walsh, 1981; Longhurst 1983; Manickchand-Heileman et al, 1998b). Adicionalmente, varios trabajos señalan que el consumo primario de fitoplancton es relativamente bajo (10-20%) en varios ecosistemas marinos (Smayda, 1966; Flint & Rabalais, 1981, Walsh, 1983; Longhurst 1983; Pace et al, 1984, Cruz-Escalona, 2005). Este desbalance entre la PP y el consumo proveniente de la escasa utilización de la PP por los herbívoros, así como el elevado flujo a detritus desde el fitoplancton puede representar un elevado grado de acoplamiento entre los compartimientos pelágico y bentónico (Manickchand-Heileman et al, 1998b).

El IO varía considerablemente entre los grupos, pero la mayoría de los consumidores se alimentan en varios NT. Es posible observar que el IO tiende a ser mayor en los NT intermedios, siguiendo una función cuadrática. Esto sugiere que tanto los depredadores tope como los consumidores primarios presentan una dieta más estrecha que los niveles tróficos intermedios. Por su parte, se observa que el flujo a detritus disminuye exponencialmente al aumentar el NT. En cuanto a la R (al igual que P, Q y A), existe una tendencia (exponencial) a decrecer inversamente con el NT (i.e. cuanto más elevado el NT menor producción y menor respiración). Las tendencias descritas coinciden con lo observado en otros sistemas similares (Arreguín-Sánchez et al, 2002).

Índices Globales del sistema

Un indicador básico del estatus de un ecosistema es su magnitud. En este sentido, el tamaño es generalmente considerado en términos de la cantidad de materia o energía que posee el sistema (biomasa total). Sin embargo, debido al inherente dinamismo de los ecosistemas la

medición del nivel de actividad posee a menudo una importancia mayor (Hannon, 1973). En este sentido, NGC presentó un valor cercano al promedio de T obtenido de una base de datos de 31 modelos Ecopath (Anexo 2). El análisis de los componentes básicos del total de flujos T brinda una visión general del funcionamiento del ecosistema. Se observa que la magnitud de flujos relacionados con el funcionamiento (i.e. flujos de consumo y flujos respiratorios) ronda el 20 % de T. Por su parte, los flujos hacia detritus y los flujos de exportación del mismo en conjunto constituyen el 80% de T. Debido a ésto puede considerarse que el NGC es una región marina de gran importancia en la generación de detritus, que puede ser utilizado en tramas tróficas de los ecosistemas adyacentes. Adicionalmente, la producción (neta y total) del ecosistema del NGC es superior a la media (en un 13 %), lo que demarca la gran importancia ecológica de esta área, tal como fue identificado en diversas investigaciones (Santamaría del Ángel et al, 1994). Se ha reconocido que la gran productividad del área está originada en eventos de surgencia y mezcla de mareas, que definen al NGC como una de las regiones más productivas del Golfo de California (Cudney Bueno & Turk Boyer, 1998; Millán Nuñez et al, 1999).

Por otra parte, ciertas estimaciones del modelo trófico permiten describir de manera general la estabilidad y el estado de desarrollo del ecosistema (Christensen & Pauly, 2004). La caracterización de la madurez sigue los conceptos de evolución de los ecosistemas desarrollados tempranamente por Odum (1969) y en la actualidad constituye un punto forzoso en la mayoría de las publicaciones referentes a modelos tróficos (Christensen, 1995; Pérez-España & Arreguín Sánchez, 1999; 2001). Según la visión de Odum, el desarrollo de los ecosistemas es un proceso en el que ocurren cambios estructurales, ordenados y por lo tanto predecibles (i.e. alcanzando la etapa clímax). Sin embargo, ciertas tendencias teóricas

recientes como la teoría de la complejidad ó la teoría del caos (Kay et al, 1999) han demostrado la virtual inexistencia de estados simples y predecibles en sistemas complejos. Sin embargo, la descripción en los términos de Odum aún es interesante como una generalización y punto de referencia, que puede indicar la dirección o estado del desarrollo de un ecosistema (Christensen, 1995; Pérez-España & Arreguín Sánchez, 1999; 2001). Las tendencias generales hacia la maduración implican un incremento en los flujos internos, en los ciclos de retroalimentación, en la organización, la especialización de los componentes y en la diversidad (Odum, 1969; Ulanowicz, 1986). Estas tendencias generales fueron analizadas por Christensen (1995) utilizando varios atributos asociados con la madurez (Odum, 1969; Ulanowicz, 1986). Aquí analizamos el estado de maduración del NGC mediante varios índices: PP/R, PP/B, Conectancia,, IOS, Ascendencia, Overhead y reciclado. Los resultados obtenidos en este tópico no son totalmente coincidentes. Por un lado, los valores de los cocientes entre PP, respiración y biomasa (energético) indicarían un estado temprano de desarrollo del ecosistema, ya que la PP es sumamente elevada (el doble que la media) y poco utilizada; ambos cocientes presentan valores altos, lo que corresponde a un estado inmaduro. Sin embargo, otros atributos indican un estado de madurez más avanzada en el ecosistema. Por un lado, la Conectancia y el IOS son mayores a la media, indicando que la trama trófica presenta un elevado número de interacciones (c.a. 30% del total posibles) y una gran variancia en los NT de las presas. A medida que el sistema madura, se espera que el patrón de la trama trófica se haga más complejo, evolucionando desde lineal a una estructura en forma de red (Christensen & Pauly, 2004). Por otra parte, los valores de los índices derivados del análisis de redes (I y A) también indican un estado de relativa madurez, en donde el contenido de información y la ascendencia (i.e. organización de la red trófica) son altos, mayores que la media utilizada para comparaciones. Esta aparente incongruencia

entre los distintos tipos de indicadores de maduración demarca por un lado la dificultad de definir puntualmente el concepto de maduración (Christensen, 1995) y por el otro, denota las características ecológicas peculiares del NGC notadas anteriormente al analizar las EE y el flujo a detritus, que demuestran una elevada productividad y una gran organización de la red trófica.

La participación ecológica de las dos especies objeto de protección (vaquita y totoaba) se analizó mediante la contribución relativa al total de biomasa, flujos y ascendencia del ecosistema. De esta forma es notorio que ambas especies tienen un bajo aporte a la función y estructura del ecosistema.

Cabe destacar que estos bajos valores porcentuales no necesariamente reflejan el rol o importancia de estas especies, ya que incluso agregando a todos los mamíferos o a todos los peces obtendremos porcentajes de participación relativamente bajos. Esto es debido a que el grueso de la biomasa, el total de flujos y la organización del sistema es aportado por el fitoplancton, el zooplancton y otros grupos de nivel trófico bajo. Por lo tanto, la utilidad de estas estimaciones es relativa para demostrar la importancia ecológica de los diferentes grupos en el ecosistema, pero de todas formas pueden ser utilizados para monitorear el estado de estas especies de una forma multiespecífica e integral. Por tal motivo, el análisis de la participación de las especies amenazadas en el ecosistema se complementó mediante el índice de solapamiento de nicho trófico. En este análisis se demuestra que la totoaba tiene un solapamiento importante con las aves marinas, con la vaquita y un poco menor con los tiburones y los otros mamíferos marinos. Por su parte, la vaquita presenta un solapamiento mayor al 70 % con los lobos, las aves, los delfines y los tiburones, lo que podría explicarse

por hábitos alimenticios poco selectivos, como concluyen Findley et al, (1996) y Pérez-Cortés et al, (1995). Esto abre la pregunta de en qué grado las funciones tróficas como depredador de la vaquita y la totoaba podrían ser sustituidas si ocurriera una disminución adicional de sus biomásas. Por ejemplo, si el solapamiento de nicho de una especie es alto, ésta podría ser remplazada en sus funciones de control como depredador si su biomasa decrece por algún motivo. Por otra parte, podría presentar mayor competencia interespecífica por sus presas compartidas. Por el contrario, una especie con un solapamiento de nicho bajo (tendencia a especialista) podría jugar un papel particular en el sistema (e.g. especie clave), controlando especialmente la biomasa de sus presas. De igual forma, al depender de un menor número de especies podría ser menos resistente a variaciones ambientales que disminuyan la biomasa de su presa preferida. Fenómenos de este tipo ya fueron probados por Arreguín Sánchez & Chávez (1995). Este tipo de planteamientos deberían ser relevantes para las políticas de conservación de especies amenazadas. El estudio exhaustivo del papel que juegan las especies en el sistema permitiría afirmar a su rol ecológico como una justificación imperante para su conservación. De lo contrario, la defensa para la conservación de estas especies amenazadas deberá basarse únicamente en argumentos de tipos sociales, éticos y económicos. Sin embargo, la situación puede ser más compleja aún, si consideramos que circunstancialmente, las aves, lobos marinos, tiburones, etc. también son especies con cierto grado de protección especial.

En el análisis de agregación trófica se aprecian la distribución de los diferentes tipos de flujos, así como las tasas de eficiencia de transferencia entre los niveles tróficos discretos.

En este análisis se hace evidente la importancia del detritus en el sistema mediante la proporción de flujos totales que provienen de ese compartimiento. Esta proporción es la

forma cuantitativa de uno de los atributos de madurez (Odum, 1969; Christensen & Pauly, 2004) y el valor elevado estimado (0.44) también es coincidente con un estado avanzado de desarrollo del ecosistema del NGC. Sin embargo, se aprecia que el 20 % los flujos hacia los consumidores proviene del detritus y el restante 80% proviene de los productores primarios. Esto indica que, si bien el detritus juega un papel en el total de flujos, la trama trófica se basa mayormente en la producción primaria y de esta forma el ecosistema tiende a compensar el exceso de producción encontrado.

Los mayores flujos producidos por la pesca se observan en los NT III y II respectivamente, coincidente a grandes rasgos con el valor del NT de la captura (2.76). La eficiencia de transferencia media del sistema fue de 9.1 %, coincidente notablemente con el valor (10%) propuesto por Lindeman (1942) y que ha sido verificado extensamente mediante los modelos de tipo Ecopath (Pauly & Christensen, 1995, Christensen & Pauly, 2004). Por su parte, las eficiencias de transferencia son mayores en los NT inferiores y disminuyen en los NT más altos, coincidentemente con lo reportado en diversas ocasiones (Arreguín Sánchez et al, 2002, Zetina Rejón et al, 2003).

El progreso hacia la implementación del manejo ecosistémico se encuentra centrado actualmente en la articulación clara de los objetivos y en el desarrollo de mediciones apropiadas de los atributos del ecosistema (i.e. puntos de referencia) para cuantificar los efectos de la pesca sobre el ecosistema y de las medidas de manejo aplicadas (Done & Reichelet, 1998). El análisis de redes tróficas se muestra como una herramienta importante para derivar este tipo de parámetros. En este contexto, se considera importante cuantificar qué tanto de la productividad primaria del sistema es necesaria para mantener la explotación

por una pesquería. Asimismo, es relevante conocer en qué NT está actuando la pesca. En este contexto, la producción primaria requerida (PPR) (Pauly & Christensen, 1995) para sostener a las pesquerías ha sido concebida como un aspecto ecológico que resalta el rol de la pesca en la canalización de los flujos tróficos hacia el consumo humano (Pauly & Christensen, 1995). Por su parte, el nivel trófico de la captura (NTc) refleja la estrategia de una pesquería en los términos de la selección de los componentes de la red trófica que son explotados (Tudela, 2003). Este índice puede ser considerado como uno de los primeros indicadores de cambios a nivel ecosistémico aplicados a la actividad pesquera. De hecho, la evidencia indica una disminución a nivel global del nivel trófico de la captura (Pauly et al, 1998). Aunando ambos conceptos, Tudela (2003) propuso la utilización del %PPR (i.e. PPR/P_{tot}) en combinación con el NTc, como un indicador ecosistémico (basado en el análisis de redes). La lógica de esta selección se fundamenta en que, para un valor dado de %PPR, una pesquería con mayor NTc presentará menor nivel de disturbio que una con menor NTc. De igual forma, para un NTc determinado, valores bajos de %PPR serán menos disruptivos que valores elevados. De acuerdo a esto, se define un marco teórico para relacionar el %PPR y el NTc. Tudela et al (2005) concluyen que los ecosistemas pescados de forma sustentable presentan valores de NTc entre 3.0 y 4.1 y % PPR de 0.3 a 14.7. Por el contrario, los ecosistemas con sobrepesca (a nivel ecosistémico) presentan NTc entre 2.2 y 3.9 y %PPR entre 2.8 y 89.5. Los valores obtenidos en este estudio ($NTc = 2.67$; $\%PPR = 0.5$) corresponden a un ecosistema con riesgo menor al 10 % de presentar sobrepesca ecosistémica (sensu Murawski, 2000).

El análisis de Impactos Tróficos Mixtos muestra el efecto instantáneo del incremento de biomasa uno grupo sobre todos los otros del modelo, al considerar tanto las asociaciones

tróficas directas (i.e. depredación) como las indirectas (i.e. competencia). Los mayores impactos mixtos detectados por el análisis de Leontief (1951) son negativos y los producen los tiburones sobre otros depredadores superiores, como *Zalophus*, *Totoaba* y aves. Por su parte, los odontocetos producen notables efectos negativos sobre los tiburones y otros peces; sin embargo, producen efectos combinados positivos sobre los otros depredadores superiores. Esta observación puede ser explicada por algún tipo de efecto indirecto (Wootton, 1994), tal como el de cascadas tróficas (Walters, 2000) presente entre varios grupos de depredadores superiores y otros de nivel trófico intermedio (presas). En este caso, los odontocetos, al depredar sobre los tiburones liberan presión de depredación sobre los otros depredadores superiores por un lado, pero también disminuyen la depredación sobre los grupos de nivel trófico intermedio que constituyen las presas de la mayoría de los depredadores superiores. Se observa el necesario impacto positivo del detritus y del fitoplancton sobre la mayoría de los grupos funcionales, incluidas las flotas consideradas. En este sentido, el análisis denota la mayor relevancia del detritus sobre el fitoplancton al afectar en mayor medida a los demás componentes del ecosistema. En cuanto al impacto sobre las flotas modeladas, a manera general ocurre un impacto positivo de la mayoría de los grupos sobre todas las actividades pesqueras en el área. Sin embargo, los odontocetos y *Zalophus* producen impactos negativos intermedios en todas las flotas, lo que podría evidenciar algún tipo de solapamiento e incluso competencia entre ambos mamíferos marinos y las actividades pesqueras, como ha sido mencionado en diversas áreas (e.g. Trites et al, 1997).

Por otra parte, a manera general, los impactos producidos por las flotas sobre los grupos de mayor interés muestran que la flota camaronera industrial produce un impacto negativo sobre los niveles tróficos intermedios y bajos, resultado de la propia captura de camarón y de la

importante cantidad de fauna acompañante (ver también: Pedrín & Alemán, 1998). En este sentido, los impactos reflejan la captura incidental de peces e invertebrados en las áreas camaroneras del norte y centro del Golfo de California (Arreguín Sánchez et al, 2002). Por su parte, la pesquería de escama impacta mayormente en los niveles tróficos superiores, tanto de forma negativa (e.g. *Totoaba*) como positiva (e.g. aves), en donde también se percibe un mecanismo de cascada trófica asociado. La identificación de este tipo de relaciones demarca la necesidad de considerar las interacciones entre los componentes del ecosistema para un manejo sustentable de los recursos de los ecosistemas marinos (García et al, 2003).

En cuanto a los impactos sobre los grupos relevantes en términos de explotación y conservación), la mayoría de las actividades pesqueras producen un impacto negativo sobre la *Totoaba* y la vaquita. En el caso de la vaquita, el análisis denota el efecto negativo de la flota ribereña sobre este cetáceo, por lo que refleja adecuadamente el conflicto existente entre la conservación y la pesca en el área. Adicionalmente, en el caso de la totoaba es evidente el mayor efecto de la flota ribereña sobre los adultos y un efecto menor sobre los juveniles, producido por la flota de arrastre y también por la ribereña sobre los juveniles,.

También este análisis hace evidente algún grado de interacción entre las diferentes pesquerías y entre los diferentes puertos considerados. En este sentido, los impactos entre las flotas siempre son negativos, predominando los producidos por las flotas camaroneras industriales sobre si mismas y sobre las actividades artesanales (de escama y de camarón). Similarmente, las flotas pertenecientes a PP producen los impactos mixtos más importantes

sobre SF y SC, demarcando la supremacía de este puerto en las operaciones pesqueras del área.

Con respecto al análisis de impactos mixtos, cabe destacar que no se trata de una herramienta instrumentada para realizar predicciones de los cambios que ocurrirían en el sistema. Esto es debido a que los cambios en abundancia pueden conducir a cambios en las composiciones de dietas y esto no puede ser tomado en cuenta por este algoritmo de análisis en particular.

Conclusiones

El modelo trófico desarrollado para representar al ecosistema del NGC es coherente y consistente con restricciones termodinámicas y fisiológicas generales. Puede considerarse satisfactorio como base para la realización de simulaciones temporales y espaciales para el análisis de problemas multiespecíficos de manejo en la región.

El modelo representa un ecosistema con elevada productividad primaria, la cual es utilizada parcialmente. La trama trófica se encuentra basada mayormente en el fitoplancton y en menor medida en el detritus; sin embargo, éste parece producir importantes impactos positivos sobre todos los grupos del sistema. La mayoría de los flujos ocurre entre los componentes de nivel trófico bajo, mientras que la eficiencia de transferencia entre niveles discretos es coincidente con el valor estándar, estimado teóricamente.

La mayoría de los atributos del ecosistema del NGC pueden considerarse comparativamente típicos. Los atributos relacionados a la productividad primaria destacan de los valores comúnmente encontrados en ecosistemas de regiones costeras templadas y tropicales.

Los atributos indicadores de madurez denotan un estado particular del NGC sobre el gradiente de evolución del ecosistema. Los coeficientes derivados de la (elevada) producción primaria (PP/R; PP/B) indican un estado inmaduro, mientras que otros (ascendencia, Índice de Omnivoría) rebelan un estado más avanzado de maduración.

Las especies objeto de protección (vaquita y totoaba) contribuyen escasamente con el total del sistema, en términos de biomasa, flujos y organización. Ambas especies actúan como depredadores superiores con un amplio solapamiento de nicho trófico.

El análisis de impactos tróficos mixtos pone en evidencia la posible ocurrencia de efectos indirectos (e.g. cascadas tróficas) en el ecosistema del NGC, cuya identificación es crucial para implementar un manejo integral del área.

El modelo refleja adecuadamente los conflictos entre la pesca y la conservación, así como posible competencia entre las distintas flotas y puertos.

Resultados Segunda Sección

Simulaciones temporales de opciones de manejo en el Norte del Golfo de California

Introducción

Antecedentes

El rol de los modelos en las ciencias ambientales varía desde la exploración y formulación de problemas hasta predicciones sofisticadas sobre las que podrían basarse ciertas decisiones de manejo. En el sentido más básico, los modelos expresan las consecuencias lógicas de un grupo de hipótesis y generan predicciones (en el sentido estricto) que pueden ser comparadas con observaciones a los efectos de probar dichas hipótesis. Los modelos cuantitativos permiten al investigador *observar* patrones en los datos, *sintetizar* datos en una visión integrada de la función del ecosistema y *predecir* el futuro comportamiento del ecosistema bajo diversos escenarios de influencias externas futuras. (Canham et al, 2003). La capacidad de anticiparnos (predicciones o pronósticos) a cambios en el ecosistema claramente mejora el manejo de los recursos, ya que permite tomar acciones anticipadas para mitigar o revertir el cambio si éste no es conveniente desde algún punto de vista (e.g. económicamente, socialmente, ecológicamente) (Clark et al, 2001)

Para satisfacer estas necesidades, Walters et al, (1997) acoplaron al programa Ecopath (descrito en la sección anterior) el módulo de simulación temporal denominado Ecosim, el cual permite la predicción del estado futuro de la biomasa de los componentes del ecosistema. De esta forma se pueden analizar los efectos temporales producidos por cambios en la biomasa de cualquier grupo, del esfuerzo pesquero de cualquier flota, de la mortalidad por pesca o de variables ambientales (Christensen & Pauly, 2004). Este tipo de simulación temporal se ha utilizado, entre otras aplicaciones, para evaluar el papel trófico que juegan diversos grupos funcionales en los ecosistemas (Arreguín Sánchez & Manickchand

Heileman, 1998; Duarte & García, 2004). En la actualidad, el desarrollo de las aplicaciones de Ecosim se enfoca en la cuantificación de los impactos de la pesca respecto a los efectos ambientales, usando series temporales. En este sentido, varios trabajos recientes han usado la simulación trófica temporal de Ecosim para evaluar los efectos a largo plazo producidos directa o indirectamente por cambios en las tasas de pesca y /o en variables ambientales (por ejemplo: Duarte & García, 2004; Pinnegar & Polunin, 2004). Adicionalmente, en forma reciente están surgiendo aplicaciones de Ecosim que permiten abordar aspectos referentes a la evaluación y/o elección de políticas o estrategias pesqueras (Christensen & Pauly, 2004). En este sentido, Ecosim permite analizar y delinear patrones temporales óptimos de esfuerzo pesquero por flota, que consideren restricciones específicas de índole ecológica (integridad), económica (rentabilidad) y social (empleos). Esta aproximación cuantitativa para establecer un balance entre beneficios sociales, económicos y ecológicos ha sido investigada en los últimos años en varios ecosistemas costeros mexicanos. Tal es el caso de la exploración de estrategias de pesca realizado por Zetina Rejón et al (2001, 2004) en el ecosistema de la Laguna Huizache-Caimanero, la optimización de escenarios de manejo de pesquerías artesanales de la Bahía de la Paz (Arreguín-Sánchez et al, 2004) y la investigación de patrones de esfuerzo realizadas por Galván Piña (2005) en el ecosistema de la plataforma continental de Jalisco y Colima. En el NGC, Morales-Zárate (2001) exploró, utilizando Ecosim, algunos aspectos particulares de la dinámica temporal del camarón azul (*Lytopeneaeus stylirostris*), su relación con la descarga del Río Colorado y cambios del esfuerzo pesquero. De esta forma, se puso en evidencia la importancia de la descarga del Río Colorado y de los eventos fuertes de ENSO en los cambio temporales de biomasa de *Lytopeneaeus stylirostris*.

Más allá de este valioso antecedente, no se ha utilizado Ecosim para contribuir al desarrollo de un esquema integral de manejo en el área.

Justificación

Particularmente en la región del NGC, la simulación temporal permitirá analizar diversos aspectos de la ecología del ecosistema, así como de sus componentes. Sin embargo, teniendo en mente los conflictos regionales entre la conservación y la pesca, la mayor contribución del modelo sería evaluar los efectos, en términos de cambios temporales de biomasa, que producen las diferentes flotas sobre las dos especies protegidas así como sobre especies relevantes comercialmente. En este sentido son de gran relevancia las estimaciones de los efectos de la pesca, la capacidad de recuperación o deterioro así como la estabilidad (resistencia, magnitud del cambio, tiempo de recuperación) de cada uno de los grupos, así como de todo el sistema (Zetina-Rejón, 2004). Adicionalmente, la aplicación de las herramientas recién mencionadas para analizar y evaluar los conflictos de intereses y las políticas de manejo en el NGC permiten, de forma objetiva y sistemática, explorar acciones generales de manejo pesquero (e.g. cambios en el esfuerzo) que tiendan a la reducción de la problemática en el área y al uso sostenible de los recursos.

Estos tipos de análisis son ampliamente justificables considerando los múltiples llamados hacia la consideración de aspectos multiespecíficos y ecosistémicos en el manejo de los recursos marinos (por ejemplo: Carta Nacional Pesquera, 2000; FAO, 2003)

Objetivos

El objetivo primario abordado en esta sección es utilizar al modelo trófico implementado y detallado en la sección anterior para realizar simulaciones temporales de los efectos de la pesca en el ecosistema y para delinear escenarios pesqueros, que muestren compatibilidad entre beneficios para la explotación sostenible y la conservación.

Métodos

Modelo Ecosim

Una vez obtenidos los resultados del modelo trófico (Resultados Primera Sección) se procedió a incluir una dimensión temporal al análisis realizando simulaciones dinámicas mediante la rutina Ecosim. En esta aproximación, el sistema de ecuaciones lineales subyacentes en cada modelo Ecopath balanceado es re-expresado como un sistema de ecuaciones diferenciales acopladas, permitiendo la simulación de perturbaciones en el ecosistema a lo largo del tiempo.

$$dB_i / dt = f(B) - M_o B_i - F_i B_i - \sum_{j=1}^n C_{ij}(B_i, B_j) + B_{Acc}$$

En donde:

$f(B)$ = función de producción o de crecimiento

F_i = mortalidad pesca

M_o mortalidad natural

$C_{ij}(B_i, B_j)$ = función de consumo de i por j

B_{Acc} = término de acumulación de biomasa

La naturaleza estática del modelo Ecopath subyacente implicaría que todas las presas están totalmente disponibles a los depredadores. Por lo tanto, en Ecosim se implementó una forma para definir un límite de la cantidad de presa disponible a un depredador en un momento dado. Como no se considera la estructura de edades (para considerar cambios en la dieta

relacionados al tamaño) se crean dos componentes diferentes de la misma especie presa. De esta forma, la relación entre ambos componentes es controlada mediante un modelo de retraso, utilizando un modelo dinámico de Beverton-Holt (dynamic pool model) (Walters et al. 1997). Debido a ésto, se requieren parámetros de entrada que caractericen la vulnerabilidad de cada interacción depredador-presa y definan, en cada caso, el tipo de control del proceso (i.e. de abajo hacia arriba, de arriba hacia abajo o una combinación de ambos).

De la ecuación básica de Ecosim se desprende que el programa no modela ni considera explícitamente los atributos globales del sistema (e.g. flujos, ciclos, ascendencia, etc.) sino que se basa exclusivamente en una descripción lineal de los cambios de biomasa (de cada grupo) en función del consumo y otras fuentes de mortalidad. El resultado básico de Ecosim es un conjunto de series temporales de biomasas, capturas, tasas de pesca, consumo y nivel trófico para cada grupo y flota correspondientes al período simulado. De esta forma, se registran los cambios producidos por alteraciones en el esfuerzo pesquero y/o en la mortalidad por pesca derivadas de medidas de manejo ya aplicadas o aún sin aplicar. Adicionalmente, es posible obtener un modelo estático representativo de cualquier momento dentro del período simulado. De aquí es posible estimar nuevamente todos los estadísticos del análisis de redes y así comparar los efectos de las diferentes estrategias de pesca a lo largo del tiempo.

Datos para el NGC

Validación

El modelo se validó por medio de la representación de tendencias históricas de los cambios de las abundancias relativas (datos obtenidos independientemente), de forma tal que permite evaluar el grado en que las biomasas estimadas en el tiempo por el modelo representan las

series históricas. Adicionalmente, se incluyeron a los efectos de la validación factores ambientales forzantes, así como cambios en la vulnerabilidad a la depredación.

Un punto clave en esta aproximación es la estimación de las tasas de consumo en cada par depredador-presa. Esto es, los C_{ij} de la ecuación básica mencionada más arriba. Para estimarlos se sigue el concepto de área de alimentación, según la cual un depredador P consume sobre la presa disponible V a una tasa aVP . Sin embargo, puede existir una cierta cantidad de presa no disponible ($B-V$) que se vuelve disponible a una tasa de transferencia v ($B-V$). De esta forma el término C_{ij} se estima mediante:

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

donde el parámetro v_{ij} expresa la tasa de intercambio entre estados vulnerables y no vulnerables, y a_{ij} representa la tasa de búsqueda efectiva del depredador j para el tipo de presa i , B_i es la biomasa de la presa y P_j es la abundancia del depredador. La tasa de transferencia v (vulnerabilidad) establece el tipo de control de cada par P-V y en todo el sistema se define una matriz de v . De esta forma, en Ecosim (versión 5) valores $v = 1$ representa un control arriba – abajo, $v = 2$ representa un control mixto (utilizado por defecto en el programa) y $v > 3$ representa un control de abajo-arriba (esta configuración no corresponde a versiones anteriores de Ecosim).

Una subrutina de Ecosim permite (de forma interactiva) estimar la matriz de v que minimice las diferencias entre valores observados y estimados de las biomاسas; de esta forma se ajustaron diversas series temporales a las predicciones del modelo. Este proceso de validación se llevó a cabo considerando series históricas de varios componentes bióticos del sistema, así como de variables ambientales. En el caso de *Totoaba macdonaldi* se utilizó la

captura (t), el esfuerzo (número de barcos; Ortiz, 2002), la CPUE y se le acopló la serie histórica del Índice de Oscilación Decadal del Pacífico (PDOI; Mantua et al, 1997). En el caso del camarón azul, se recurrió a series históricas de captura (t), esfuerzo (número de barcos) (com. pers. Calderón-Aguilera, CICESE, 2004), CPUE y como factor forzante se incluyó la serie histórica de la descarga del Río Colorado (com. pers. Calderón-Aguilera, CICESE, 2004). En el caso de *Zalophus californianus* se contó con una serie temporal de abundancia, obtenida mediante censos (com. pers. Auriolles Gamboa, CICIMAR, 2005) y también se utilizó el PDOI (Mantua et al, 1997) como variable ambiental forzante.

En todos los casos se recurrió a transformaciones de las variables para satisfacer los requisitos de entrada del programa Ecosim y/o para obtener las máximas correlaciones previas entre los factores forzantes y los indicadores de abundancia de los grupos considerados. En este sentido, las series de captura y CPUE fueron reescaladas para que el valor correspondiente al año base de Ecopath sea igual a 1. En el caso del PDOI y del caudal del Río Colorado, se reescalaron entre 0 y 2. De forma general se siguió el procedimiento de validación y calibración mencionado por Galván Piña (2005). El modelo se considera validado y apto para la prueba de hipótesis, cuando las biomásas simuladas reflejan adecuadamente las series históricas independientes.

Simulaciones temporales – Efectos de la pesca

Una vez completado el proceso de validación y estimación de la matriz de vulnerabilidad, se realizaron simulaciones temporales del ecosistema, explorando los efectos de cambios radicales en las tasas de pesca y en la biomasa de los diferentes grupos. Para explorar los efectos de la pesca se simuló su supresión total y el incremento al doble de la misma. Ya que el tipo de control asumido en el ecosistema determina fuertemente los resultados de Ecosim,

como aproximación precautoria se realizaron las simulaciones suponiendo 4 tipos de control en el ecosistema: Arriba – abajo $v = 1$; Abajo – arriba $v = 4$; Mixto por defecto $v = 2$; Mixto mediante calibración (i.e. matriz de valores de v , que minimicen el ajuste con datos observados). En esta instancia, en cada situación se plantearon cuatro escenarios para explorar los efectos de diferentes matrices de vulnerabilidad. En definitiva se simularon 8 situaciones de cambios en las tasas de pesca:

1. Cero pesca arriba-abajo
2. Cero pesca abajo-arriba
3. Cero pesca mixto (v por defecto)
4. Cero pesca mixto (v calibración)
5. Doble pesca arriba-abajo
6. Doble pesca abajo-arriba
7. Doble pesca mixto (v por defecto)
8. Doble pesca mixto (v calibración)

Suplementariamente, se plantearon situaciones adicionales (utilizando la configuración de vulnerabilidad por defecto) para analizar la importancia de los diferentes grupos en el ecosistema. En este contexto, se analizaron 34 escenarios en los que se simuló la desaparición de cada uno de los grupos del sistema (1 escenario por grupo). Esta remoción serial de cada uno de los grupos incluidos en el modelo permite el cálculo de un índice de fuerza de interacción (IFI) (Okey et al, 2004) para cada uno de los componentes del ecosistema. El IFI se estima como la suma de todos los cambios relativos de biomasa (biomasa final /biomasa inicial) luego de la remoción del grupo por 30 años. De esta forma, este valor cuantifica la importancia del grupo removido (incluidas las flotas pesqueras) en términos de cambios totales de biomasa en el ecosistema.

Estrategias de manejo

Una meta central en el manejo ecosistémico es regular las tasas de mortalidad por pesca a los efectos de alcanzar múltiples objetivos económicos, sociales y ecológicos sostenibles. En este contexto, se utilizaron los métodos de optimización formal incluidos en Ecosim para buscar patrones temporales de tasas de pesca (esfuerzo pesquero relativo por flota) que puedan maximizar una medida particular de desempeño o función objetivo para el manejo (Christensen et al, 2004). Este tipo de simulaciones pretenden alcanzar una meta definida de forma global y corresponde a una forma de evaluación de políticas denominado de lazo abierto (Christensen et al, 2004). La función objetivo utilizada en Ecosim se considera de múltiples criterios, ya que se incluyen criterios ecológicos, económicos y sociales. Por lo tanto, para la aplicación de este programa de búsqueda se requiere información de carácter socioeconómico no considerada en el modelo de flujos de biomasa. El criterio ecológico (E) representa la importancia de cada grupo en el sistema y se cuantifica mediante el cociente B/P, relacionado a la longevidad del organismo (Christensen, 1995). El criterio económico (\$) es definido como el valor total del desembarque menos los costos operativos totales de cada flota (i.e. rentabilidad en términos porcentuales). La estimación de la rentabilidad de la flota camaronera industrial para los dos puertos se tomó de la "Propuesta de reestructuración de la flota camaronera de Altamar" (CONAPESCA, 2004). Las rentabilidades de la flota de pangas (de escama y de camarón) se estimaron para cada puerto considerando valores generales de los costos de navegación (gasolina, distancia por día de pesca y días de pesca), costos de esfuerzo (insumos, permisos, etc.) y costos fijos (depreciación de panga, motor, etc.). El valor de la captura, los días dedicados a la pesca y las distancias a las diferentes zonas de pesca se obtuvieron de Cudney-Bueno & Turk-Boyer, (1998). Por su parte, el criterio social (J) se supone proporcional al índice cantidad de trabajos / valor de la

captura. Debido a que las flotas camaroneras obtienen una captura mucho más valiosa, ocupando directamente a similar número de personas que la flota de escama, este índice es mucho menor (hasta 2 órdenes de magnitud) en los casos en que el objetivo de la pesquería es el camarón. En la Tabla 9 se resumen los principales datos de entrada para la búsqueda de estrategias óptimas de pesca.

Tabla 9. Valores socioeconómicos utilizados como dato de entrada para la búsqueda de estrategias óptimas de pesca.

FLOTA	Gastos fijos (%)	Gastos de esfuerzo (%)	Gastos de navegación (%)	Rentabilidad (% de valor)	Nº emb. 1999	emp. / valor
CI - PP	17.8	46.5	28.8	6.9 ¹	94 ³	0.041
CA - PP	22.7	13.2	36.5	5 ²	275 ⁴	0.052
RA - PP	7	15	73.1	5 ²	275 ⁴	5.443
CI - SF	17.8	46.5	28.8	6.9 ¹	22 ³	0.060
CA - SF	46	12.8	31.8	7.3 ²	275 ⁴	0.328
RA - SF	8.7	27	57.8	7.3 ²	275 ⁴	3.783
CA - SC	25.7	15	42.8	6 ²	250 ⁴	1.970
RA - SC	30.2	33.7	29.9	6 ²	250 ⁴	21.271

CI: camaroneros industrial; CA; camaroneros artesanales; RA: ribereña agallera; PP: Puerto Peñasco; SF: San Felipe; SC: Santa Clara

¹ CONAPESCA 2004

² Elaboración propia

³ Ortiz, 2002

⁴ SAGARPA, 2004

Las diferentes estrategias de manejo a evaluar se derivan de la asignación diferencial de factores de ponderación para cada criterio, correspondiendo a diferentes funciones objetivo.

La rutina de optimización utiliza el método de estimación no lineal de Davidson-Fletcher-Powell, que interactivamente maximiza la función multi-criterio alterando la estructura y el tamaño de las flotas. Esta herramienta exploratoria produce dos tipos de resultados básicos. Por un lado, muestra las estimaciones referentes a la función multi-objetivo; es decir, el valor total de la función y los valores de cada uno de los criterios una vez alcanzada la optimización. Del análisis de este resultado puede deducirse cuáles de los objetivos se verán favorecidos o perjudicados de ser aplicada la estrategia de pesca. Valores menores a 1 representan un perjuicio en el objetivo, mientras que los valores mayores a 1 significan

beneficios. Valores iguales a la unidad representan la condición inicial. La idea es encontrar estrategias que produzcan valores mayores o, al menos, cercanos a 1 en todos los criterios. El otro resultado brindado por la rutina de optimización es la estrategia de pesca en si misma, compuesta por series temporales de esfuerzo pesquero (de igual duración que el período de simulación) a aplicar por flota en el área.

De esta forma, se ejecutó la búsqueda de estrategias en modo *de grupo*, en la que la rutina de búsqueda se ejecuta automáticamente siguiendo múltiples combinaciones de pesos relativos en cada criterio, siguiendo un patrón de exploración sistemático de incremento gradual en el que también se asigna el intervalo (Galván Piña, 2005). Se aplicaron en total 373 combinaciones, realizando las simulaciones para un período de 20 años.

Del abanico de resultados generados en el proceso de optimización se seleccionaron las estrategias simuladas que permitan conciliar los aspectos socioeconómicos, los ecológicos y los de conservación. La selección de las estrategias de pesca óptimas se realizó considerando el concepto de viabilidad (sensu Aubin, 1991; 1996) en la que se define un ensamble de “estados viables” que es contrastado con estados indeseables, definidos por restricciones ecológicas, sociales u económicas. La selección de estas estrategias viables se basó en los siguientes criterios:

- ecológico (salud del ecosistema): no se aceptan estrategias que impliquen un valor del criterio de optimización menor a 0.9 (aceptación de un daño máximo de 10%) (Galván Piña, 2005).
- conservación – repoblamiento (especies protegidas): no se aceptan estrategias que impliquen un incremento de la biomasa de la totoaba y de la vaquita menor al 10%.

- social (números de empleos/valor de captura): no se aceptan estrategias que lleven a un valor del criterio de optimización menor a 0.8 (aceptación de una disminución máxima de 20 %) (Galván Piña, 2005).
- pesquero: se descartan las estrategias que no presenten cierto grado de factibilidad en los niveles de pesca (situación realista) de acuerdo al conocimiento formal o informal de la situación en el área. Por ejemplo, no se consideran escenarios que propongan algún incremento en la flota camaronera industrial, ya que de acuerdo a la propuesta actual de reestructuración de dicha flota, se está promoviendo una disminución del 50 % de la misma. Tampoco se consideran las estrategias que promueven un aumento en el número de pangas mayor al cuádruplo del actual (c.a. 3200 pangas) al final de los 20 años de simulación.
- económico: se descartan estrategias que no son económicamente viables; es decir, sólo se incluyen los resultados en los cuales cada flota gana lo suficiente como para cubrir sus costos operativos.

Adicionalmente, se implementaron simulaciones de búsqueda de estrategias de pesca de lazo cerrado, en las que se considera la incertidumbre en las estimaciones de biomasa y de esfuerzo pesquero. Este tipo de estrategia asume posibles cambios en la eficiencia de las flotas en el tiempo, para lo cual considera una tasa máxima anual de incremento de 0.1 para las flotas industriales y de 0.05 para las flotas artesanales (Arreguín-Sánchez et al, 2004). Adicionalmente, este tipo de estrategia considera la incertidumbre en la biomasa de los grupos (usando en este caso un CV = 20%) (Christensen et al, 2004).

De esta forma, se utilizó esta rutina para analizar el riesgo de que las biomásas simuladas excedan límites superiores e inferiores de biomasa usando como referencias, B0.5 y B2.

Resultados

Validación

Durante el proceso de validación se generaron muchos escenarios comprendiendo diferentes períodos, grupos funcionales y factores forzantes. La mejor representación de las tendencias temporales, (Figura 1) se obtuvo para el período 1960-2000, donde se logró la menor suma de cuadrados entre los valores observados y estimados, así como ajustes consistentes para totoaba, camarón azul, camarón café y lobos marinos. Si bien se exploraron diversos índices ambientales para forzar el ajuste de las series históricas (e.g. ENSO, temperatura superficial del agua, etc.), los factores forzantes que permitieron la mejor representación fueron el PDOI (Índice de Oscilación Decadal del Pacífico) en el caso de la totoaba y los lobos marinos y la descarga del Río Colorado, en el caso del camarón.

En definitiva, mediante el proceso de validación se obtuvieron dos cosas. Por una parte, se demostró que el modelo es capaz de reproducir satisfactoriamente eventos pasados en el ecosistema (validación replicativa) y, en segundo término, se obtuvo una matriz mixta de vulnerabilidades consistente con la historia de explotación del sistema que se utilizó como referencia en los escenarios de simulación.

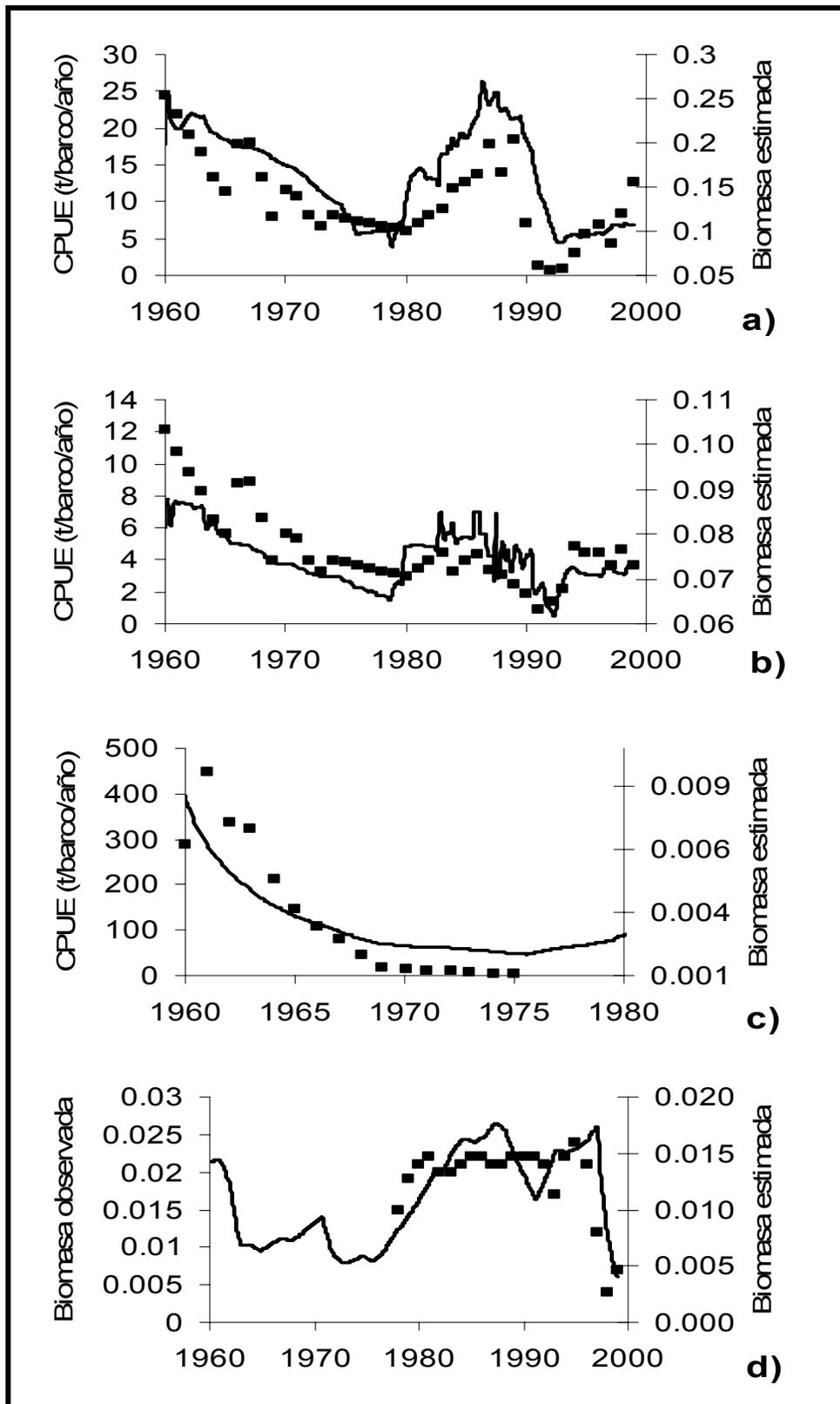


Figura 9. Series temporales observadas (puntos) y estimadas (línea) para el escenario validado del modelo Ecosim del NGC. a) *Lytopenaeus stylirostris*; b) *Farfantepenaeus californiensis* ; c) *Totoaba macdonaldi*; d) *Zalophus californianus*.

Simulaciones temporales – efectos de la pesca

Los resultados de este tipo de simulación temporal se presentan en dos formas. Primero, la trayectoria temporal de las biomásas simuladas en el caso de las especies protegidas. Segundo, gráficas del cociente biomasa final/biomasa inicial expresado como porcentaje de cambio al final del período de la simulación (20 años) para todos los grupos. Según las simulaciones dinámicas, la suspensión total de la pesca en el NGC produciría un incremento importante en la biomasa de la totoaba. En el caso de los juveniles (Figura 10a) la simulación predice un incremento de 8 hasta 150%. En el caso de los adultos (Figura 10b) el incremento simulado es mucho mayor, entre el 95 y el 440% al fin de los 20 años sin pesca. Coincidentemente, la supresión total de la pesca en el NGC produciría un aumento de la biomasa de la vaquita. Este incremento va desde un 23 al 140% (Figura 10c). Es de destacar que la magnitud de este incremento es fuertemente dependiente del tipo de control asumido.

Contemplando ahora a todos los grupos funcionales, es evidente que la supresión de la pesca llevaría a un incremento de la biomasa en la mayoría de los componentes (Figura 11). Sin embargo, los grupos que presentarían un mayor aumento son los asociados a la FAC (fauna de acompañamiento de camarón), particularmente los haemulidos, los peces planos, mojarras y otros peces. El tipo de control influye de la misma forma que en el caso anterior.

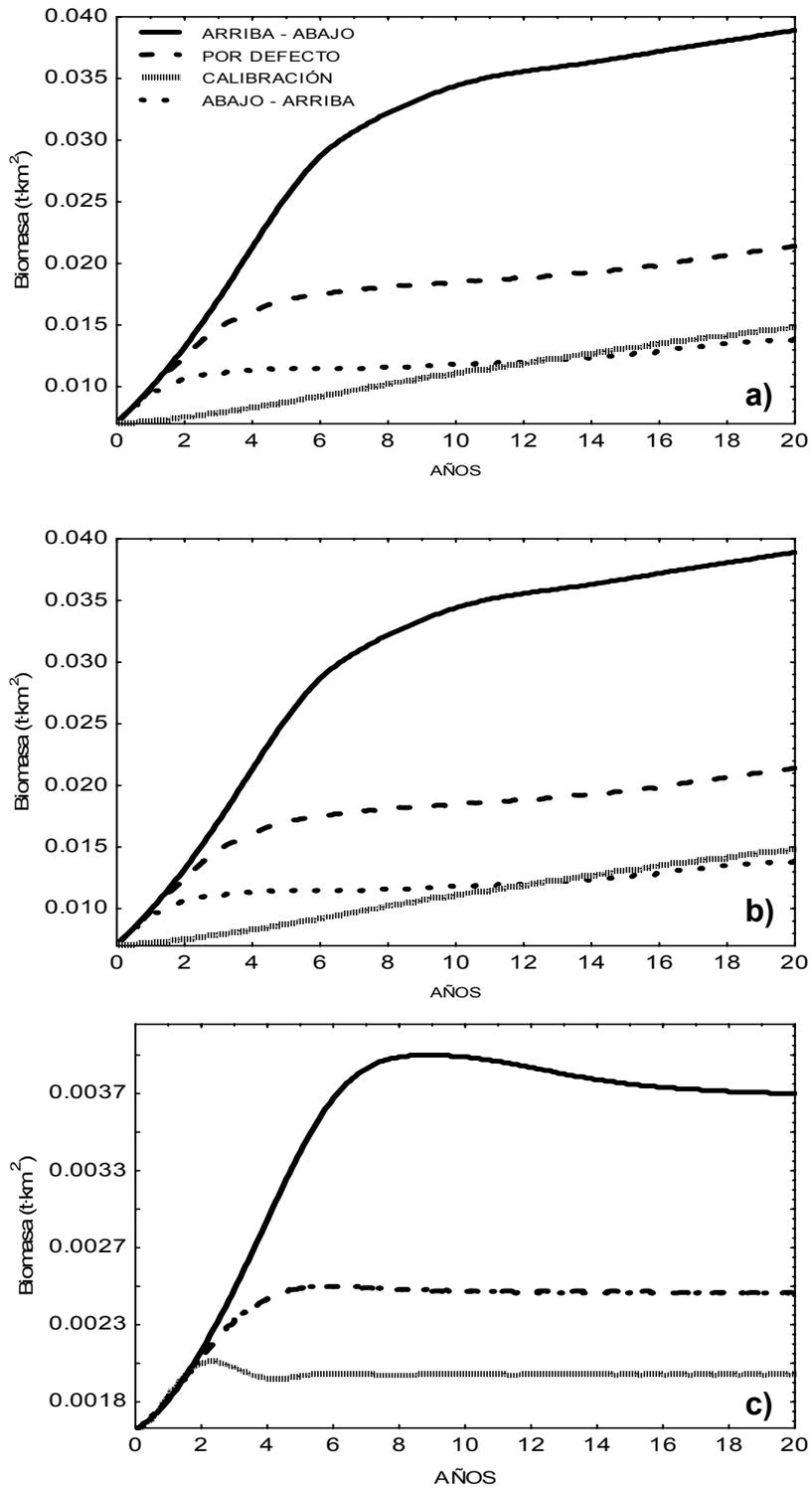


Figura 10. Series temporales de biomasa de las especies protegidas, estimadas por Ecosim simulando prohibición total de pesca en el NGC. a) *Totoaba macdonaldi* adulto; b) *Totoaba macdonaldi* juvenil; c) *Phocoena sinus*.

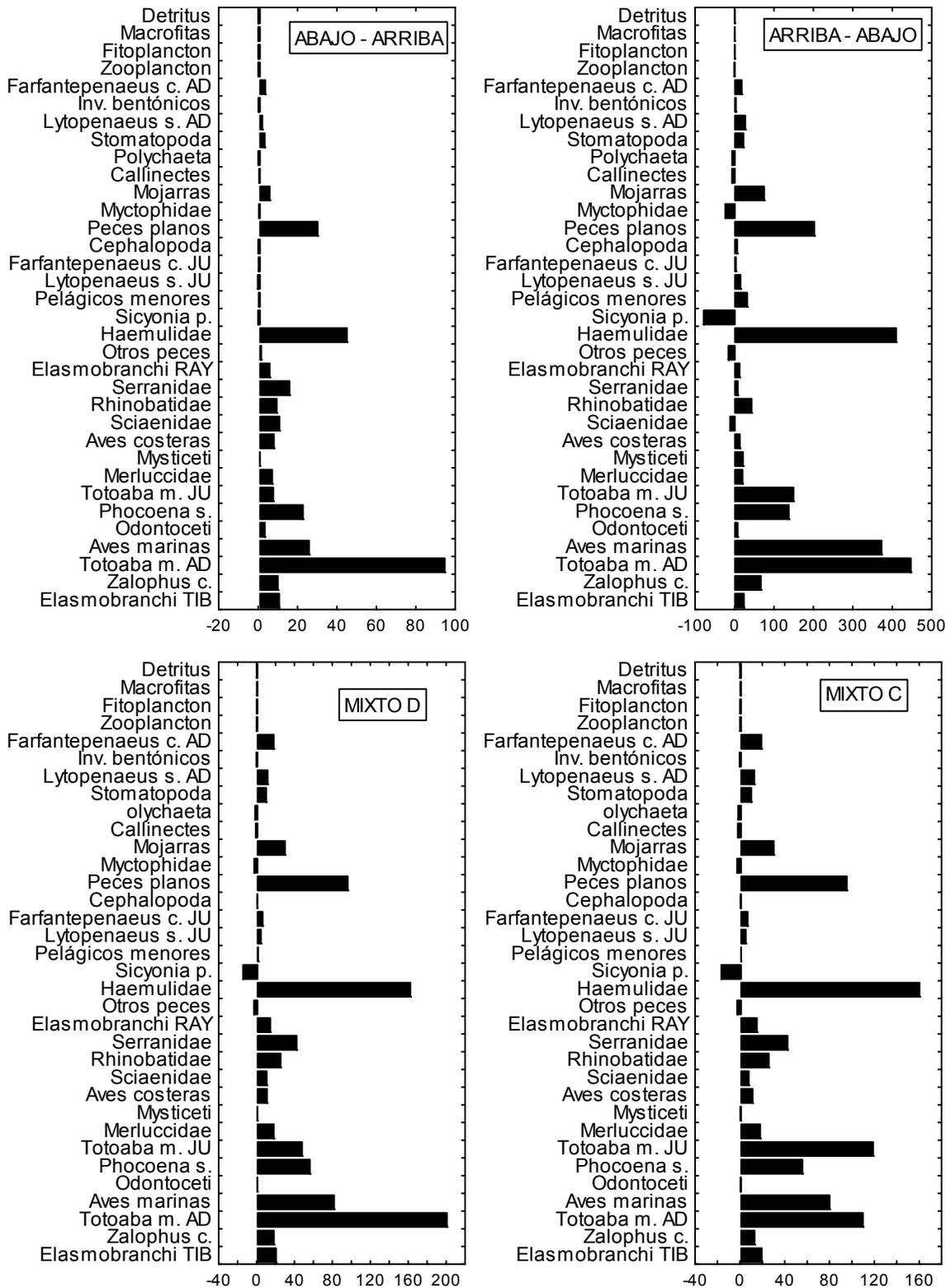


Figura 11. Porcentaje de cambio de la biomasa estimada de todos los componentes del sistema, resultado de la prohibición total de la pesca en el NGC. Se muestran los diferentes tipos de control asumidos.

La segunda situación, un incremento al doble de todas las flotas durante 20 años, produce resultados diametralmente opuestos; es decir, se produce una disminución de la biomasa de la mayoría de los componentes. En el caso de la totoaba juvenil (Figura 12a) la disminución predicha es del 10 al 95 % y en los adultos de un 50 a 90% (Figura 12b). En el caso de la vaquita marina, se predice una disminución de biomasa de 16 a 80% (Figura 12c). Por otra parte, la mayoría de los grupos disminuiría su biomasa, no solamente los miembros de la FAC (que virtualmente desaparecerían), sino también los grupos objetivo de la pesca ribereña como tiburones, serranidos (Figura 13).

Los resultados del análisis del IFI (Figura 14) indican que la remoción de grupos como los otros peces, los delfines y los sciaenidae producen los cambios positivos más importantes en la biomasa de todo el sistema. Por el contrario, la remoción de los peces pelágicos menores y los camarones (ambos grupos de “forraje”) conduce a una las reducciones de biomasa total más importantes.

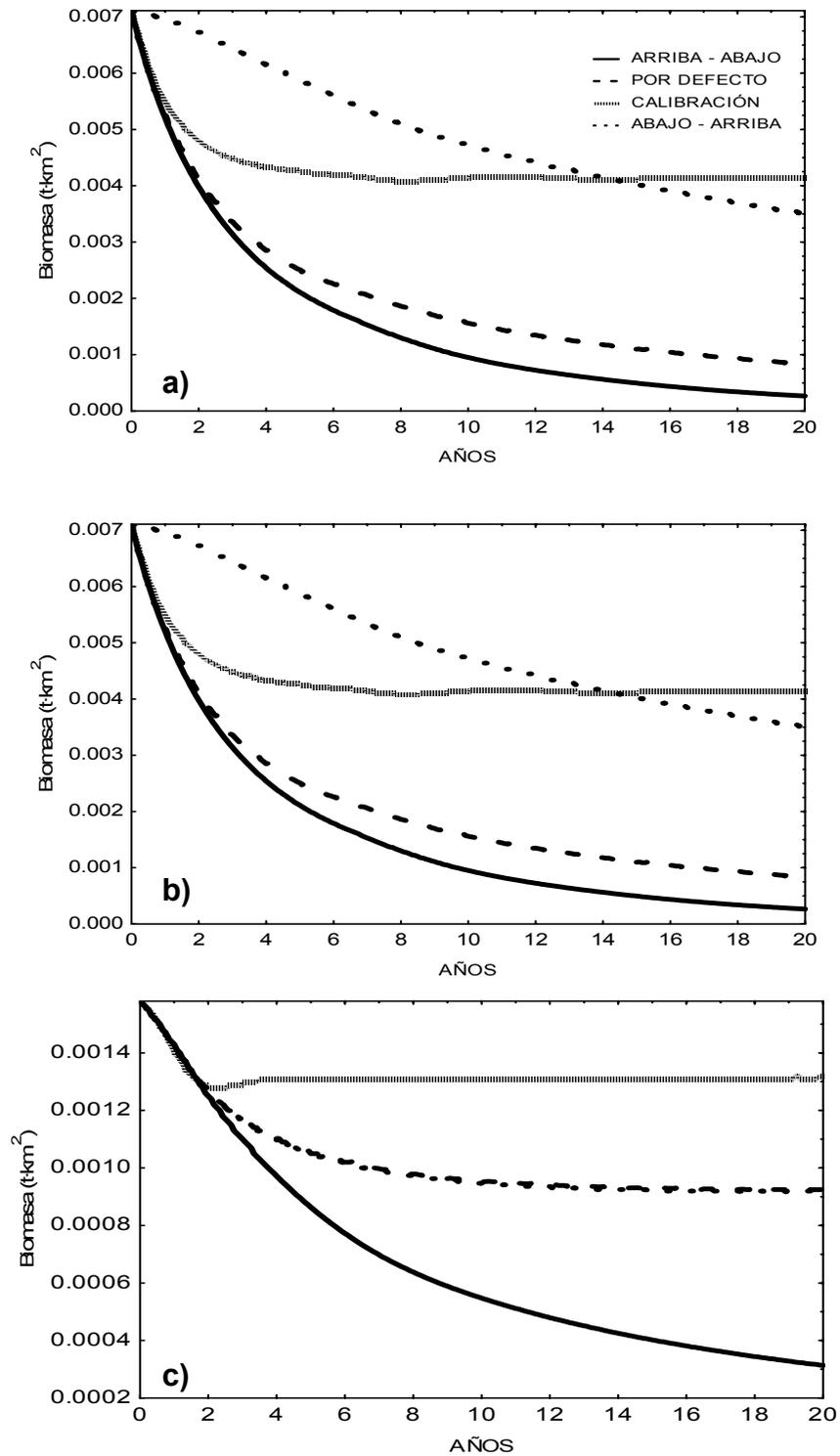


Figura 12. Series temporales de biomasa de las especies protegidas, estimadas por Ecosim simulando el incremento al doble de toda de pesca en el NGC. a) *Totoaba macdonaldi* adulto; b) *Totoaba macdonaldi* juvenil; c) *Phocoena sinus*.

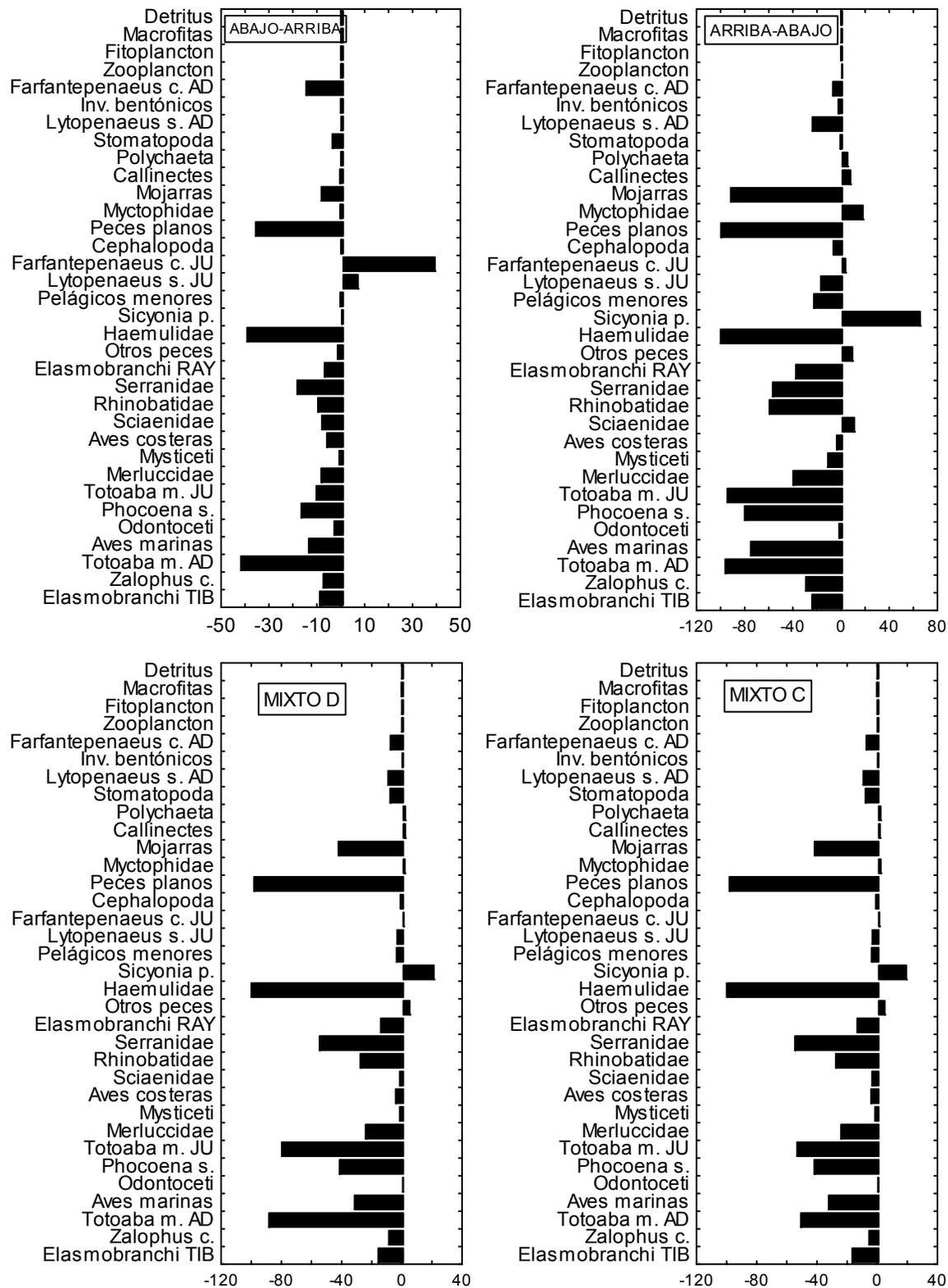


Figura 13. Porcentaje de cambio de las biomasa estimadas de todos los componentes del sistema, resultado de la duplicar toda la pesca en el NGC. Se muestran los diferentes tipos de control asumidos.

Aunque en ambos casos se obtienen valores bajos, se revela un IFI más elevado en la vaquita marina que en la totoaba, por lo que la remoción produciría un incremento de biomasa más elevado que el que produciría la remoción total de la totoaba. En cuanto a las flotas pesqueras, la que tiene un mayor IFI es la camaronera industrial, equivalente al IFI de los delfines. La flota ribereña presenta un IFI intermedio, similar al IFI de los lobos marinos. La flota camaronera artesanal muestra el IFI más bajo, indicando la poca importancia de la misma en términos de impacto en la biomasa total.

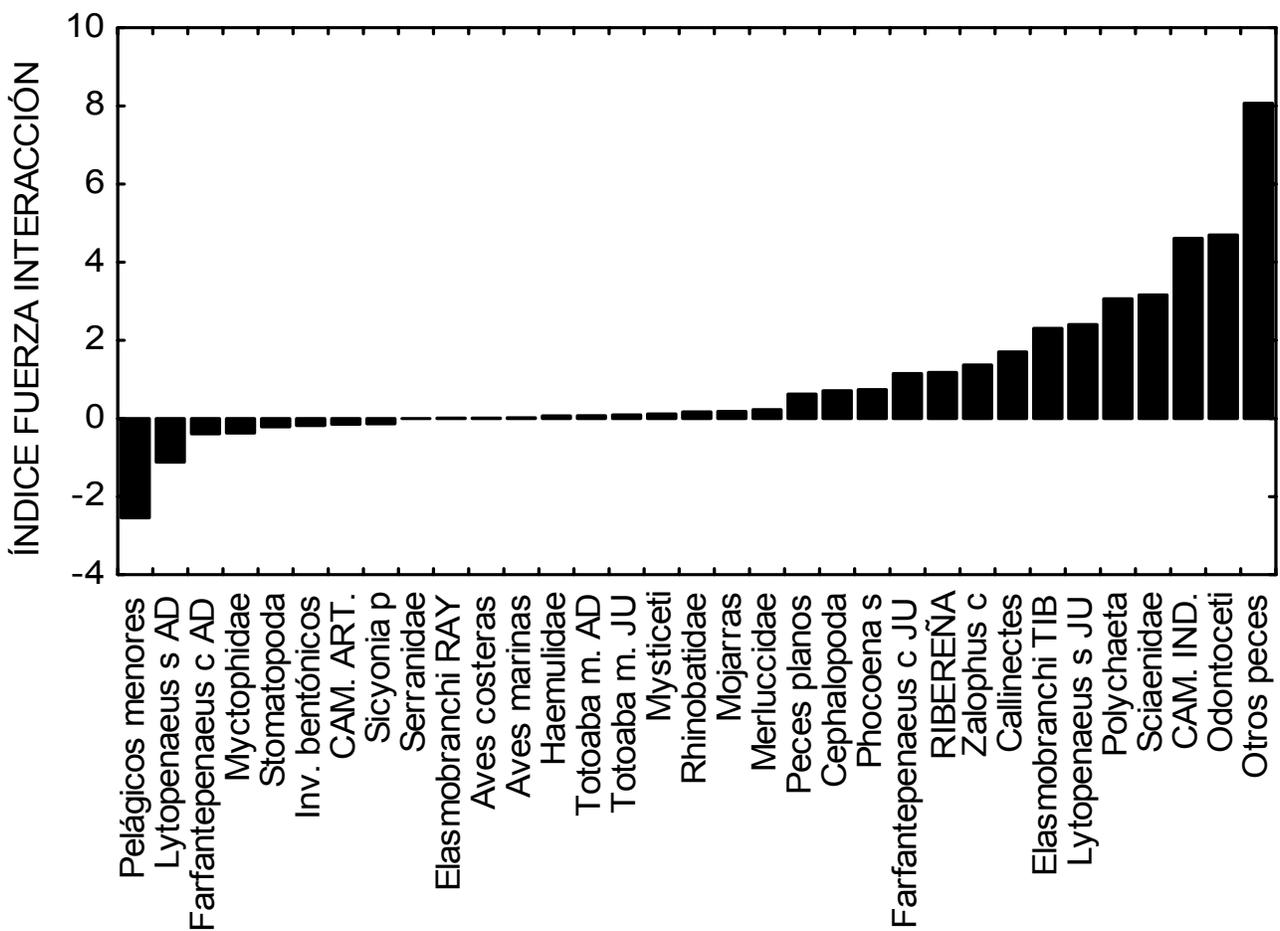


Figura 14. Índice de fuerza de interacción (i.e. cambio en biomasa total del sistema, luego de remoción del grupo) de cada componente del ecosistema del NGC, incluyendo las flotas consideradas de forma agrupada.

Estrategias de manejo

La aplicación de la búsqueda de estrategias de lazo abierto realizadas en grupo se realizó utilizando un muy amplio rango de combinaciones de factores de ponderación. La elección de los rangos de los factores de ponderación es un paso crítico, ya que diversas combinaciones pueden llevar a que la función multiobjetivo no converja, obteniéndose estrategias de pesca no válidas (e.g. incrementar más de 6000 veces una flota). Luego de varios ensayos de prueba, se determinó que los niveles más adecuados de los factores de ponderación eran menores que la unidad, utilizándose para la búsqueda definitiva los siguientes rangos:

Económico: 0.005 – 0.06

Social: 0.001 - 0.04

Repoblación: 0.005 – 0.06

Ecológico: 0.005-0.04

Utilizando 373 combinaciones de los mencionados factores de ponderación, se obtuvieron 183 estrategias consideradas viables, luego de aplicar un filtro de datos, excluyendo aquellas situaciones que no cumplieran con las restricciones mencionadas en métodos. En la Tabla 10 se muestra un resumen de las estrategias obtenidas. A modo de referencia se muestran las estrategias que llevan a la maximización de cada uno de los 4 criterios. Por su parte, se sintetizan 3 de las estrategias consideradas viables, ordenadas de menor a mayor cambio en el esfuerzo pesquero total. También se incluyen el valor promedio y el desvío estándar de las 183 estrategias viables. Debido a que este tipo de métodos de optimización no lineal puede resultar en *máximos locales* se realizaron 5 repeticiones (inicializadas con valores de F al azar) de las estrategias seleccionadas, a los efectos de asegurar replicación del resultado y cerciorarnos que no se haya convergido hacia un máximo local.

Cabe destacar, que si bien se utilizó la estrategia seleccionada como viable para el análisis de riesgo y las simulaciones espaciales (Resultados, Sección 3), los resultados de la búsqueda en grupo indican otras varias configuraciones temporales de las tasas de pesca por flota que llevarían a situaciones similares.

Tabla 10. Resultados de la búsqueda de estrategias de optimización del esfuerzo pesquero. Arriba se indican las estrategias que maximizan a cada criterio. Sombreado, se muestra una selección de las estrategias viables. También se incluye el valor promedio y el desvío estándar de todas las estrategias consideradas viables.

	Criterios de función objetivo				Cambios en esfuerzo							
	Econ.	Social	Reco.	Ecol.	IPP	APP	RPP	ISF	ASF	RSF	ASC	RSC
Máxima repoblación	1.24	0.92	1.36	1.14	0.15	1.33	0.24	0.43	4.03	0.32	0.58	0.35
Máximo beneficio social	1.20	1.12	1.23	1.11	0.19	2.16	0.51	0.55	4.36	0.48	1.03	0.54
Máximo beneficio económico	1.27	1.02	1.30	1.13	0.18	0.97	0.35	0.39	5.48	0.39	0.48	0.40
Máxima integridad	1.24	0.92	1.36	1.14	0.15	1.33	0.24	0.43	4.03	0.32	0.58	0.35
Optimización viable 1	1.20	0.93	1.32	1.12	0.29	1.79	0.30	0.63	3.17	0.33	0.83	0.36
Optimización viable 2	1.22	0.98	1.30	1.12	0.24	1.40	0.34	0.56	3.99	0.39	0.87	0.38
Optimización viable 3	1.25	0.98	1.33	1.13	0.18	1.45	0.34	0.57	4.60	0.26	0.58	0.33
...												
Promedio de viables	1.17	0.98	1.26	1.10	0.35	1.63	0.43	0.65	3.22	0.45	0.89	0.48
Cambio % en esfuerzo					-65	63	-57	-35	222	-55	-11	-52
DS de viables	0.07	0.07	0.04	0.02	0.15	0.33	0.10	0.15	1.21	0.09	0.17	0.09

IPP, industrial Pto. Peñasco; APP, artesanal camarón Pto. Peñasco; RPP, ribereña Pto. Peñasco; ISF, Industrial San Felipe; ASF, artesanal camarón San Felipe; RSF, ribereña San Felipe; ASC, artesanal camarón Santa Clara; ribereña Santa Clara.

Los resultados del análisis de riesgo, derivado de la búsqueda de estrategias de lazo cerrado que consideran el desempeño de las estrategias de manejo, son mostrados en la Figura 15. En ella se observa que en ningún caso la estrategia de pesca óptima conduce a valores que sobrepasen los puntos de referencia límite impuestos.

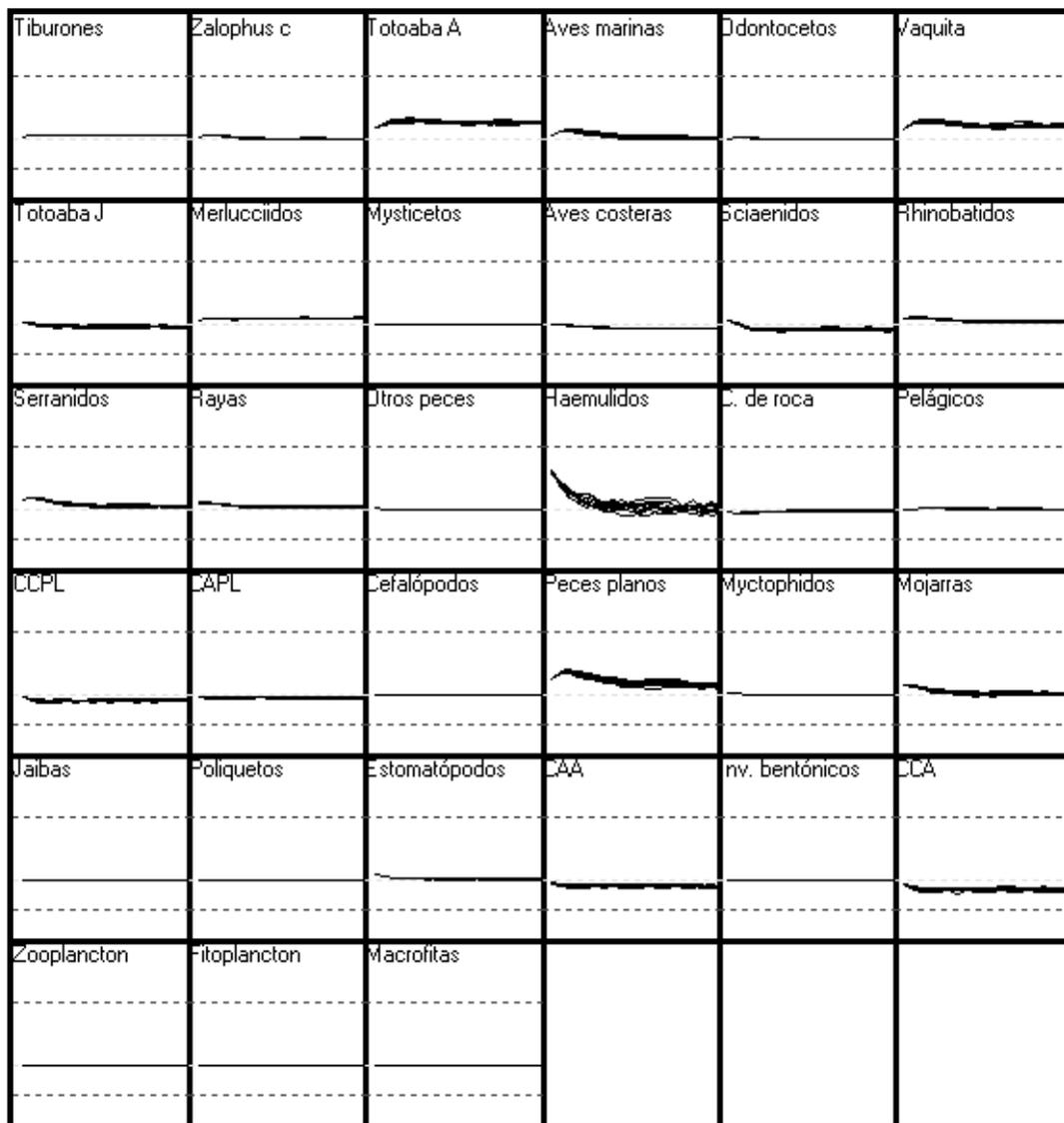


Figura 15. Análisis de riesgo (simulación de lazo cerrado), mostrando las tendencias temporales de biomasa, luego de la aplicación de la estrategia óptima de pesca considerada más viable. Las líneas punteadas representan los niveles de biomasa 0.5B y 2B y la densidad de las líneas de biomasa indica la incertidumbre en cada grupo (200 repeticiones).

Adicionalmente, se muestran gráficamente las superficies de respuesta del criterio de repoblamiento con respecto los demás pares de criterios (ecológico-económico, Figura 16a; ecológico-social, Figura 16b; económico-social, Figura 16c). Aquí se aprecia que el máximo repoblamiento se produce con elevados valores ecológicos, valores económicos intermedios, y valores sociales bajos.

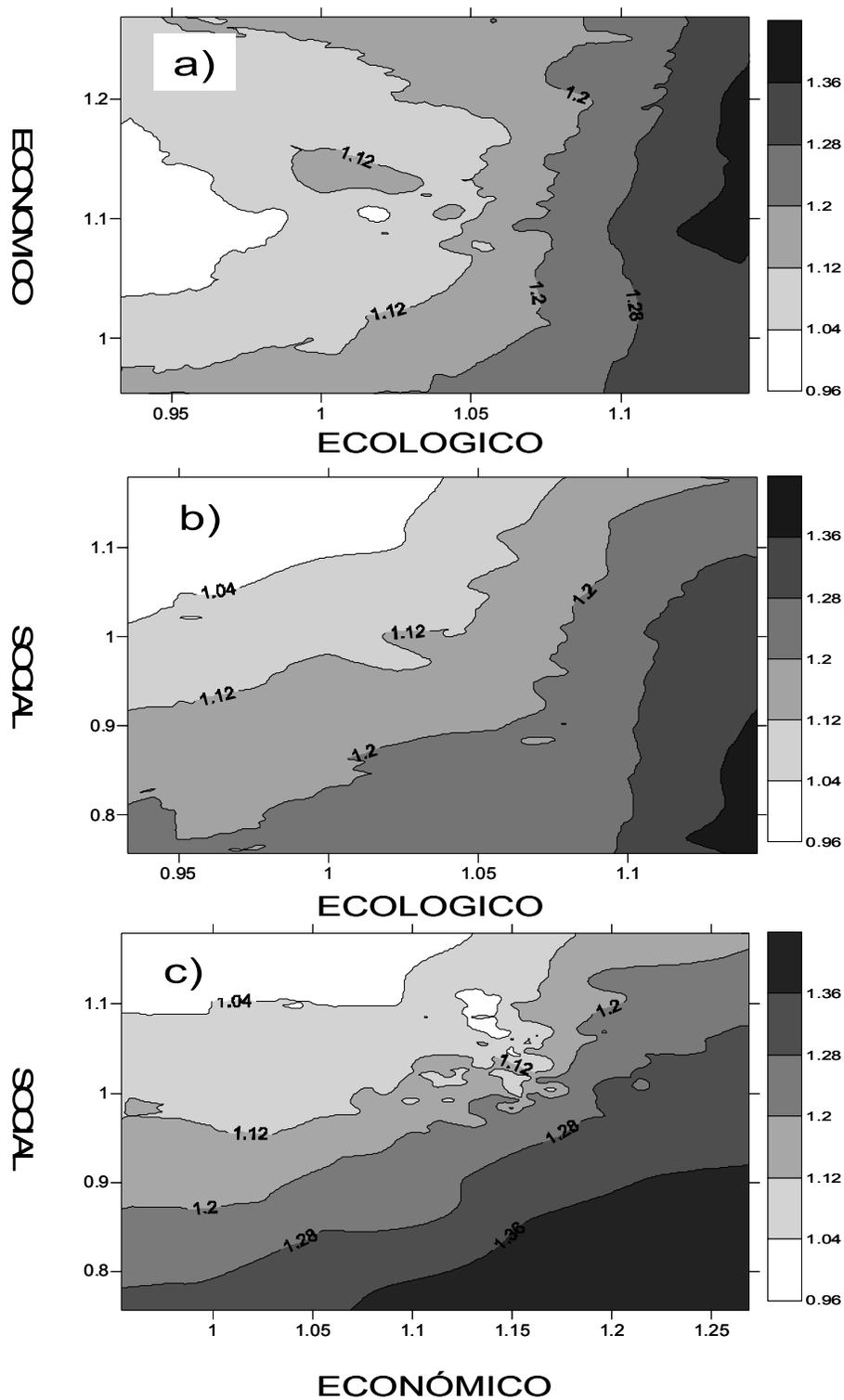


Figura 16. Superficie de variación del criterio de repoblamiento (ver escala a la derecha) con respecto a los pares de criterios: a) ecológico – económico; b) ecológico – social; c) económico – social.

Las relaciones entre los criterios de optimización se analizan mediante un análisis de correlación lineal simple (r de Pearson) (Tabla 11), en donde todas las correlaciones fueron lineales y significativas ($\alpha < 0.05$).

Tabla 11. Análisis de correlación lineal simple entre los valores de los múltiples criterios de la función objetivo de lazo abierto para el NGC.

	Económico	Social	Reconstrucción	Ecológico
Económico.	1.00	0.49*	0.38*	0.34*
Social		1.00	-0.48*	-0.30*
Reconstrucción			1.00	0.93*
Ecológico				1.00

* regresión lineal significativa: ANOVA, $p < 0.001$

Discusión

El proceso de simulación temporal realizado en este trabajo puede ser considerado de gran utilidad, ya que entre otras cosas llevó a: observar patrones embebidos en los datos de entrada (e.g. en series temporales de capturas); sintetizar diferentes datos en una visión integrada del funcionamiento del ecosistema y, por último, predecir el comportamiento futuro de algunos aspectos del ecosistema bajo escenarios dados de agentes externos. En este sentido, las simulaciones demostraron la capacidad de este enfoque para representar condiciones históricas de ciertos componentes del ecosistema y la utilidad para explorar los efectos de aplicar distintas medidas de manejo del esfuerzo pesquero. Adicionalmente, llevó al análisis crítico de los alcances y la aplicabilidad de las recomendaciones derivadas del modelo. Los resultados de estos ejercicios de simulación dejan en evidencia los significativos efectos de la pesca sobre varios grupos funcionales, incluidas las dos especies protegidas. Asimismo, dan lugar a plausibles mejoras en la situación de estas especies, así como en ciertos aspectos socioeconómicos de las pesquerías del área.

Validación

La utilización de complejas técnicas numéricas e informáticas no es lo único necesario en el proceso de modelación y simulación de sistemas complejos. Si se desean obtener resultados con significado y al mismo tiempo precisos es necesario conocer qué tanta confianza podemos tener en esos resultados. En este sentido, es necesario asegurarse que el modelo realmente corresponde a la parte del sistema que se pretende analizar. El proceso realizado para asegurar la correspondencia del modelo con el sistema real es denominado *validación del modelo* (Van Horn, 1971). La noción de validación fue refinada para incluir a las técnicas estadísticas disponibles para probar la bondad de ajuste de las predicciones del modelo con datos empíricos o independientes (Naylor & Finger, 1967; Power, 1993).

En el presente estudio se utilizaron exitosamente las herramientas de validación suministradas por el programa Ecopath-Ecosim, de forma tal que el modelo temporal representó coherentemente las series históricas de biomasa relativa (e.g. CPUE) de cuatro grupos importantes en el sistema. Si bien, debido a la carencia de datos, no fue posible aplicar el proceso de validación a una mayor cantidad de grupos funcionales, los resultados obtenidos en este aspecto fueron altamente satisfactorios. En este sentido, varios trabajos previos que aplicaron Ecosim en diferentes contextos también lograron una validación adecuada del modelo utilizando solamente algunos grupos funcionales. Por ejemplo, Arreguín-Sánchez et al (2002), validan el modelo del Centro del Golfo de California, mediante series de datos de (20 años) de CPUE de camarón y sardina, también Arreguín-Sánchez et al (2004) validan el modelo trófico temporal de la Bahía de La Paz por medio de series temporales (10 años) de CPUE de Lutjanidae y Serranidae. Similarmente, Zetina-Rejón (2004), lleva a cabo la validación del modelo de la Laguna de Términos y la Sonda de

Campeche mediante el ajuste de series de CPUE de camarón y de Lutjanidae. En su caso, Galván-Piña (2005) validó el modelo de simulación temporal para la plataforma de Jalisco y Colima utilizando Lutjanidae y Carangidae. Asimismo, del Monte-Luna (2004) utilizó series temporales de CPUE de abulón y sardina para la validación del modelo temporal del Golfo de Ulloa. En nuestro caso la utilización, tanto de especies de ciclo de vida corto y de gran importancia comercial (i.e. camarones) como especies longevas y de importancia para la conservación (i.e. *Totoaba*, *Zalophus*), permitió considerar al modelo temporal como apto para la realización de las simulaciones de los efectos de la pesca y la búsqueda de estrategias óptimas de pesca. En este contexto podemos considerar que el modelo es adecuado, en el sentido de la parte del sistema que puede ser simulada y fidedigno, en el sentido de que las salidas del modelo representan el comportamiento del sistema (Scholten & Van der Tol, 1994).

Más allá del proceso de validación comúnmente mencionado en la bibliografía acerca de la modelación de ecosistemas mediante Ecosim y de la realizada en este estudio, no hay garantía de que el modelo que mejor represente a los datos observados sea el que pronostique de mejor manera el comportamiento futuro del sistema (Power, 1993). El sistema de validación replicativo (Ziegler, 1976) utilizado comúnmente en Ecosim se basa en la coincidencia de las estimaciones del modelo con datos ya tomados. Sin embargo, la confiabilidad en el modelo mejoraría enormemente si se evaluaran específicamente sus predicciones a futuro más que el ajuste con series históricas. Lo ideal para evaluar este aspecto sería la colecta de nuevos datos y probar el poder predictivo del modelo contra estos nuevos datos (Montgomery & Peck, 1982). Sin embargo, también pueden ser implementadas técnicas de partición de datos (e.g. cross-validation), en las cuales las series temporales

disponibles se dividen en dos grupos, uno de estimación (ajuste) y otro de predicción y no se requiere obtener nuevos datos (Snee, 1977). De todas formas, la calidad de la información histórica es el mayor condicionante de cualquier tipo de validación, ya que si es errónea, el ajuste o las predicciones del modelo respecto a esos datos no tienen ninguna validez. En este contexto adquieren especial importancia las recientes iniciativas de monitoreo del esfuerzo pesquero en el Golfo de California, tanto mediante dispositivos de seguimiento satelital como mediante técnicos observadores abordo (com. pers. Compean, INP, 2006). Estos nuevos datos de gran calidad permitirán, en primera instancia, elaborar un nuevo modelo trófico representativo de la condición actual y, en segunda, facilitarán la evaluación de las habilidades de los modelos Ecosim del Golfo de California.

Efectos de la pesca

Los modelos tróficos y las simulaciones temporales derivadas de los mismos han sido utilizados recientemente para analizar varios aspectos de los efectos de la pesca en los ecosistemas. En este sentido, Duarte & García (2004) estudiaron los efectos de la pesca sobre los peces pelágicos menores en un sistema de surgencia local en el Caribe colombiano. Los escenarios de simulación incluyeron dos regímenes pesqueros extremos (cero pesca y triplicación de la captura de pelágicos) y por este medio destacaron el rol trófico que este tipo de peces juegan como nexo entre los niveles tróficos inferiores y los superiores.

En otro trabajo, Manickhand-Heileman et al, (2004) simula un incremento del 50% en la mortalidad por pesca general durante 5 años y registra un marcado decremento en la biomasa de los peces y un incremento en los camarones y jaibas. Por el contrario, la simulación de reducción de la pesca produce efectos diametralmente opuestos. En otro contexto, Shannon et al, (2004) utiliza la simulación trófica temporal para analizar los

cambios de régimen entre la anchoa y la sardina en el ecosistema de la corriente de Bengela.

Más allá de las diversas aplicaciones de la simulación trófica temporal mencionadas arriba, la presente tesis constituye el primer intento formal de utilizar este tipo de herramienta para analizar estrategias de pesca que lleven a la recuperación de dos especies en peligro de extinción. En este sentido, las simulaciones de cambios radicales en las tasas de pesca ponen en evidencia los efectos que las actividades extractivas producen, tanto sobre las especies protegidas como sobre la mayoría de los grupos funcionales incluidos en el modelo trófico. En este sentido, el modelo trófico predice que la suspensión total de la pesca en el NGC produciría un incremento sustancial en la biomasa de la mayoría de los grupos. En el caso de la vaquita el incremento predicho es de aproximadamente 50% en 5 años, lo cual coincide con la tasa de crecimiento poblacional de 10% anual estimada para esta marsopa (Barlow, 1986). Por su parte, la supresión total de la pesca, produciría un incremento aun mayor en la biomasa de totoaba, tanto adulta como juvenil, alcanzando un 100 % y un 50% de incremento en 5 años respectivamente. Por el contrario, al simular un incremento al doble de toda la actividad pesquera en el NGC, en ambas especies protegidas se registra una importante disminución de sus biomásas. Sin embargo, no se alcanza una virtual desaparición de biomasa del sistema ni en la vaquita ni en la totoaba en ningunos de los escenarios.

Si bien no se analizaron las alteraciones producidas por la pesca en la estructura y funcionamiento del ecosistema, mediante la comparación de los atributos globales del sistema (e.g. flujos totales, ascendencia, etc.), son destacables las consecuencias que

acarrear las actividades pesqueras sobre la biomasa de la mayoría de los otros grupos considerados en el modelo. De forma general, la suspensión de la pesca produce un incremento sustancial en la biomasa de la mayoría de los grupos del sistema y la duplicación de las actividades pesqueras produce una disminución en todas las biomásas. Resaltan los efectos producidos sobre los principales grupos constituyentes de la fauna de acompañamiento del camarón, tales como haemulidos y peces planos.

Al explorar los efectos de asumir diferentes tipos de control se hace evidente la importancia de éstos en las predicciones derivadas de las simulaciones. Los cambios predichos de biomásas son más pronunciados bajo el supuesto de un control “desde arriba” que bajo el supuesto de control “desde abajo”, al tiempo que los supuestos controles “mezclados” predicen cambios de magnitud intermedia. Similares resultados fueron obtenidos en diversos trabajos en los que se exploraron las consecuencias de asumir diferente tipo de control en el ecosistema (Shannon et al, 2000; Vasconcellos & Gasalla, 2001; Gasalla & Rossi, 2004). En este contexto, Walters et al ,(1997) mencionan que el control “desde abajo” generalmente predice que las poblaciones soportan mayores presiones pesqueras antes de comenzar a declinar.

En el control desde arriba, la cantidad de presa consumida por un depredador es determinada por la biomasa del depredador; es decir, el depredador codetermina qué tanto de la presa es consumida. El tipo de control desde arriba (también conocido como dinámica Lotka-Volterra) puede conducir a rápidas oscilaciones en las biomásas de los depredadores y sus presas. Por su parte, el control desde abajo ocurre como respuesta a cambios en la productividad en los niveles tróficos inferiores en los que un incremento en la productividad

lleva a un incremento en la productividad de los niveles tróficos superiores. Cada nivel trófico es limitado por el alimento y no por los depredadores (Christensen et al, 2004; Gasalla & Rossi, 2004). Este tipo de conceptualización acerca del control de los ecosistemas puede parecer simplista y se han propuesto esquemas más complejos. Por ejemplo, se ha sugerido (Leibold, 1989; Rice, 1995) que el control desde arriba predomina en los niveles tróficos superiores y el control desde abajo predomina en los niveles tróficos inferiores. Sin embargo, la determinación empírica u observacional del tipo de control predominante en los diversos componentes de un ecosistema específico es metodológicamente inviable. No obstante, por lo mencionado acerca de la dependencia de las predicciones de Ecosim del tipo de control asumido, es necesario contemplar las diferentes posibles configuraciones de los tipos de control en las simulaciones temporales. De esta forma pragmática se obtiene un rango de predicciones de cambios de biomasa en lugar de un único valor predicho, lo que da mayor confiabilidad al análisis de las simulaciones.

El IFI (Okey et al, 2004) permite evaluar qué tan importante es cada componente, en términos de los cambios en la biomasa total del sistema que produciría su desaparición. Por lo tanto, mayores valores (positivos o negativos) del IFI implican una mayor relevancia en la determinación de los cambios temporales de la biomasa total. Una estimación de este tipo es relevante desde un punto de vista práctico, ya que permite valorar la conservación de un grupo con respecto a otros teniendo en cuenta el mantenimiento general de la biomasa del sistema. En lo referente a las especies protegidas, este análisis deja en evidencia una mayor relevancia de la vaquita con respecto a la totoaba. Ya que la totoaba tiene una mayor biomasa que la vaquita, este resultado presumiblemente se deba a las mayores tasas de consumo que presenta el cetáceo. En cuanto a las actividades pesqueras, la flota

camaronera industrial tiene la mayor fuerza de interacción (similar a la estimada para los odonocetos), seguida por la flota agallera ribereña. La pesca de camarón por las embarcaciones menores presenta un IFI virtualmente nulo. Estos resultados reafirman el importante papel que juega la flota camaronera industrial en el ecosistema del NGC (Morales-Zárate et al, 2004), concordando con lo observado en otras áreas del Pacífico (Arreguín-Sánchez et al, 2002; Galván-Piña, 2005).

En definitiva, los resultados de las simulaciones de los efectos de la pesca sobre las especies amenazadas ponen en evidencia, desde el punto de vista trófico, la capacidad de ambas especies de recuperar su biomasa en un lapso relativamente breve. Sin embargo, es necesario tener en cuenta que estas predicciones no consideran los posibles efectos de cambios ambientales como, por ejemplo, cambios de régimen climático, alteraciones en la descarga del Río Colorado, introducción de especies exóticas, eventos de contaminación, entre otros. Estas u otras variables ambientales y sus interacciones podrían influir de forma positiva o negativa en la estructura, funcionamiento y, en definitiva, en la recuperación de las especies protegidas, una vez que la pesca fuera totalmente eliminada o duplicada en sistema. Esta incertidumbre característica de los sistemas biológicos no es incluida en las simulaciones de Ecosim (ni en ningún otro método multiespecífico de simulación temporal), por lo sus predicciones deben ser vistas como guías generales de la dirección en que pueden proceder las decisiones de manejo ante los cambios del ecosistema. Esto es coherente con la visión de Kay et al (1999), referente a que la investigación científica debe de dejar de intentar de predecir sin error lo que puede ocurrir e intentar proveer una apreciación (e.g. cualitativa) de cómo puede desarrollarse el futuro mediante narraciones descriptivas (Kay et al. 1999).

Estrategias óptimas de pesca

Las técnicas de búsqueda de estrategias óptimas han sido desarrolladas recientemente y existen muy pocos trabajos publicados concernientes a la aplicación de esta aproximación en el análisis de conflictos en el uso de recursos marinos. Debido a esto, existen pocos estudios de referencia con los que puedan compararse los resultados obtenidos y delinear patrones generales de estrategias pesqueras.

Más allá de esto, este análisis constituye un valioso y único intento de cuantificar la dirección y extensión de los conflictos en el ecosistema del NGC. En este sentido, las relaciones encontradas entre los criterios de optimización (ya sea mediante los coeficientes de correlación o en las gráficas de superficie de respuesta) pueden indicar la magnitud y la direccionalidad de los conflictos entre los diversos intereses. De esta forma, si percibimos a los diversos criterios de optimización como indicadores de las causas de los conflictos (e.g. causas económicas, causas de conservación, etc.) se hace evidente que el criterio social juega un rol primordial, interaccionando negativamente con los otros tres criterios y de forma más fuerte con el criterio de recuperación de la vaquita y totoaba. Esta mayor conflictividad deriva del importante valor social de la flota agallera ribereña, que colisiona con los intereses de conservación al producir la mayor parte de la mortalidad de vaquitas y totoabas adultas. Por su parte, el criterio económico se relaciona levemente con el social, ya que busca el incremento de la rentabilidad incluso a costa de la disminución del número de empleos. Esto demarca que la base de la conflictividad en el NGC se debe a necesidades sociales (empleos) más que al mero beneficio económico (rentabilidad). En este sentido, ha sido mencionado que una mayor importancia en los criterios sociales y económicos conducen a tasas de pesca elevadas que conducen al agotamiento de varios grupos en el ecosistema de

la Laguna Huizache-Caimanero (Zetina Rejón et al, 2004). Sin embargo, en nuestro análisis el criterio económico no parece entrar en conflicto con los criterios ecológicos (estructura) y de recuperación, lo que hace suponer que una mejora en la estructura del ecosistema y la recuperación de las especies amenazadas llevaría a obtener capturas más valiosas y mayores rentabilidades. Sin embargo, también se ha observado que estrategias óptimas de pesca en las que se mantiene elevado el criterio económico (y en particular el esfuerzo de la flota camaronera industrial) conducen a un riesgo alto de disminución en varios recursos. Por último, se hace evidente una alta correlación entre los criterios ecológico y de recuperación, lo que conduce a pensar que la recuperación de las especies amenazadas depende no sólo de la disminución de la mortalidad directa en redes agalleras, sino que también depende de un adecuado estado de la estructura del ecosistema.

Las estrategias óptimas de pesca promedio consideradas viables para la minimización de los conflictos, sugieren una importante disminución tanto de la pesca ribereña con redes agalleras (hasta un 50% del actual), como del esfuerzo pesquero de la flota camaronera industrial (hasta un 65 del actual). Como contrapartida, las estrategias óptimas definidas como viables promueven un mayor desarrollo de la pesca de camarón usando chinchorro de línea (hasta un 200% del actual). Estas estrategias coinciden de forma general con lo propuesto en otros estudios acerca de la problemática de la pesca y la conservación en la región del NGC (ver discusión general). La disminución o prohibición de las redes agalleras en esta área ha sido reconocido como la alternativa más viable para reconstruir la población de la vaquita y de la totoaba (D'Agrosa, 1995; D'Agrosa et al, 2000; Cisneros-Mata et al, 1995). Por su parte, la disminución sustancial de hasta un 50% de la flota camaronera industrial ha sido recomendada para incrementar las capturas y la rentabilidad

(CONAPESCA, 2004). Si bien existe una diferencia de aproximadamente 15 % entre la disminución propuesta por nuestro estudio y el realizado por CONAPESCA (2004), cabe mencionar que la reducción de un 65% propuesta en esta investigación ha de completarse al término de 20 años (el período de simulación), mientras que la propuesta oficial de redimensionamiento llama a reducir la flota a un 50 % en un plazo corto o mediano no definido con exactitud. Debido a lo anterior no debe ser visto como ilógico el objetivo de retirar gran parte de los barcos camaroneros del NGC en un plazo de 20 años y simultáneamente incrementar el uso de artes de pesca más selectivas (e.g. chinchorro de línea, buceo, trampas, etc.) que, además, no incidan fuertemente en la mortalidad de las especies protegidas. La disminución de la flota camaronera industrial y su sustitución por métodos de pesca más selectivos y rentables también ha sido propuesto utilizando las mismas herramientas que en el presente estudio para el ecosistema costero de Jalisco-Colima (Galván-Piña, 2005). En este caso, las estrategias de pesca encontradas como óptimas conducen a una disminución el 10% de la flota camaronera industrial, al incremento de 10% en la pesca con línea de mano y un importante incremento del 300 % en la pesca de buceo.

A modo de referencia, otros estudios utilizaron la misma rutina de optimización pero con fines diferentes a los aquí seguidos. Arreguín-Sánchez et al, (2004) menciona que a los efectos de incrementar la eficiencia de las pesquerías artesanales en la Bahía de La Paz es potencialmente aplicable un incremento en el esfuerzo pesquero. Un aumento de un 50% en la pesca de anzuelo y de un 300 % en la flota de redes agalleras llevaría en la Bahía de La Paz a un incremento de 40% en el desempeño económico, un 50 % en el desempeño social, y a una pequeña disminución del desempeño del ecosistema. También, persiguiendo otros

objetivos, pero usando la herramienta de optimización de estrategia de pesca de Ecosim, Zetina-Rejón et al (2004) observaron que, bajo un supuesto control mixto del ecosistema, para maximizar el criterio económico se requiere de un aumento de 5 veces la mortalidad por pesca causada por la flota agallera y una leve disminución de la flota camaronera industrial. Por su parte, para maximizar el criterio social, el aumento de mortalidad por pesca causado por la flota agallera debe ser de 15 veces el actual. La maximización del criterio ecológico, en este caso, conduciría a la total disminución de la mortalidad por pesca.

El procedimiento de búsqueda detallado más arriba resulta en las llamadas *políticas de lazo abierto*, en las que se brinda una prescripción de qué hacer en diferentes tiempos futuros, sin referencia a lo que sucede en el sistema a lo largo del tiempo. Por lo tanto, no es lógico aplicar ciegamente una política de lazo abierto, estableciendo tasas de pesca calculadas mucho tiempo atrás utilizando solamente datos disponibles en un tiempo pasado. En este sentido, al igual que en el análisis de los efectos de la pesca y las predicciones asociadas (ver más arriba), tampoco se considera la inherente incertidumbre de los sistemas complejos.

En este sentido, la aplicación de simulaciones de lazo cerrado permitió, en parte, incorporar la incertidumbre en las estimaciones de biomasa y reforzar la recomendación de las estrategias óptimas mediante un análisis de riesgo (Figura 15). Este análisis indica que la elección de la estrategia óptima recomendada más viable (Tabla 11) no representa un riesgo de sobrepasar los niveles biológicos de referencia de 2B y 0.5B en ninguno de los grupos incluidos en el modelo.

Conclusiones

El modelo de simulación dinámica implementado para el NGC permitió representar series históricas de datos de referencia (validación replicativa), lo que demarca la capacidad heurística de sus predicciones.

Los importantes efectos de la pesca sobre las especies amenazadas y sobre otros componentes del sistema (e.g. componentes de la FAC), quedaron en evidencia al simular cambios radicales en el esfuerzo pesquero.

Idealmente, tanto la vaquita como la totoaba tienen la capacidad trófica de incrementar sus biomásas sustancialmente.

Las consecuencias sobre el total de biomasa del sistema serían más importantes si desapareciera la vaquita que si desapareciera la totoaba.

La búsqueda de estrategias óptimas de pesca conduce a patrones temporales de esfuerzo consistentes con los ya propuestos por otros estudios para el área, consistentes en disminución de la flota camaronera industrial y de la pesca con redes agalleras y un aumento de pesca de camarón con chinchorro de línea.

La mayor conflictividad proviene de la colisión de intereses sociales y conservacionistas, mientras que el sector económico se muestra independiente de los conflictos.

Resultados Tercera Sección

Simulación espacial de opciones de manejo en el Norte del Golfo de California

Introducción

Como fue mencionado en la sección introductoria, el establecimiento de áreas cerradas a la pesca (en sentido general: AMP) puede considerarse como una herramienta de manejo adicional para controlar la mortalidad por pesca (Bohnsak, 1998; Guénette et al, 2000). Adicionalmente, como una estrategia de manejo ecosistémico, pueden contribuir a mantener la biodiversidad, los procesos ecológicos y al uso sostenible de los recursos (Sumalia et al, 2000). Más allá de la implementación de varios tipos de AMP en el mundo entero (Farrow, 1996; Sumalia et al, 2000; NRC, 2001), hay al respecto aspectos importantes que aún continúan discutiéndose. En primera instancia, desde un punto de vista ecológico, no se conocen con certeza los impactos que estas áreas cerradas a la pesca producen en las especies y en las comunidades (Holland, 2000). En segundo término, desde un punto de vista socioeconómico, se tiende a suponer que el establecimiento de AMP reducirá las capturas y las ganancias (Hastings & Botsford 1999). Para abordar el análisis de estos aspectos, un paso primordial es la representación de las poblaciones y/o ecosistemas en relación al área protegida por medio de modelos más o menos sofisticados (Beattie, et al 2002). En este sentido, diversos modelos han sido implementados para evaluar y predecir los impactos de las AMPs (e.g. Hastings & Botsford, 1999; Holland, 2000). La mayoría de estos carecen de resolución espacial explícita tanto de los componentes ecológicos (e.g. distribución espacial de abundancia) como de los componentes humanos (e.g. distribución espacial del esfuerzo) y se orientan a comparar poblaciones dentro y afuera de un AMP. Este tipo de modelos se basan en las técnicas de evaluación tradicional de stocks a las que se les adiciona un área marina protegida teórica que se utiliza para limitar las tasas de explotación (Beattie et al, 2002). En este sentido, los modelos uniespecíficos pueden evaluar los efectos del tamaño de un AMP, pero no los efectos de su ubicación (Beattie et al, 2002). Sin

embargo, es notorio que las AMP protegen a más de una especie objetivo y pueden impactar en grandes partes del ecosistema y, por otro lado, en el caso de la explotación es bien sabido que los pescadores no tienen un comportamiento de pesca homogéneo o aleatorio (Walters & Martell, 2003). En este sentido, los modelos a utilizar para representar a las AMP deben incluir explícitamente la habilidad de considerar el movimiento tanto de las especies (e.g. dispersión, migraciones) como de los pescadores en tiempo y espacio, como consecuencia del tamaño y el emplazamiento del AMP. También es deseable que los modelos consideren las consecuencias ecológicas derivadas de proteger ciertas porciones del ecosistema. Ya que las AMP protegen a las especies en forma diferencial, estas regiones marinas desarrollarán su propia estructura de red trófica, que a su vez dependerá de las tasas de intercambio a través del límite de la reserva. Más aún, más de una especie puede ser objetivo de más de una pesquería, por lo que es deseable que el modelo tenga la capacidad de considerar a más de una flota y sus impactos (Beattie et al, 2002). En definitiva, a los efectos de proveer ideas útiles, los modelos utilizados para describir el impacto de las AMP deben tener al menos la habilidad de considerar: tasas de dispersión y migración (de adultos y juveniles), interacciones tróficas y el comportamiento de los distintos pescadores (Walters, 2000). Existen varios ensayos valiosos dirigidos a modelar espacialmente los efectos de las AMP, por ejemplo los que consideran estructura de edades de peces (e.g. Rijnsdorp & Pastoors, 1995) o los bioeconómicos (Holland, 2000). Sin embargo, la extensión del modelo trófico Ecopath y las simulaciones temporales de Ecosim sobre un plano espacial (Ecospace) permite la evaluación de políticas de manejo espacialmente manifiestas en un amplio rango de escalas (Pauly et al, 2000). Este tipo de modelo tiene dos grandes ventajas de carácter práctico; por un lado, es un modelo genérico, de distribución gratuita y con amplia documentación que lo respalda, y por otra se basa en un

modelo descriptivo a nivel ecosistémico, evaluado y validado. En este sentido, la modelación espacial es un último paso, luego de una exhaustiva caracterización del ecosistema y de la búsqueda de estrategias de manejo considerando aspectos socioeconómicos. Por estas razones se considera que, dentro de las pocas opciones metodológicas disponibles, Ecospace constituye una adecuada aproximación cuantitativa para evaluar la efectividad de las AMP (Sumalia et al, 2000; Salomon et al, 2002). Debido a diversos motivos (e.g. incapacidad para realizar experimentos) puede considerarse difícil la realización de estudios científicos robustos (e.g. diseños Antes-Después-Control-Impacto: BACI Underwood, 1994), ya sea de carácter experimental u observacional para cuantificar los efectos (beneficios o los perjuicios) ecológicos del establecimiento de AMP (NRC, 2001). Sin embargo, existe cierta evidencia empírica e inferencias de los modelos que evidencian cambios ecológicos (diversidad, densidad, tamaño corporal, capacidad reproductiva, etc.) dentro de las AMP (Roberts & Polunin, 1993; Wallace, 1999; Bohnsack, 1992). En particular, y más allá de la elevada importancia para la conservación, de las valiosas capturas y de la relevancia social de las pesquerías en la región, son virtualmente nulos los estudios ecológicos, formales y cuantitativos de la efectividad de la Reserva de la Biosfera. Sin embargo, los continuos enmallamientos de vaquitas y la no reaparición de las grandes totoabas llevan a pensar que los objetivos primordiales del establecimiento del AMP no se han cumplido. De aquí surge el planteamiento, desde hace varios años, de crear o extender una zona sin pesca exclusivamente para proteger a la vaquita (D'Agrossa, 1995; D'Agrossa et al, 2000). Este nuevo "Refugio para la Protección de la Vaquita" ha sido aprobado por ley recientemente (DOF, 2005). Dadas estas circunstancias, la aplicación de los métodos de modelación y simulación ecosistémica planteados más arriba a los efectos de representar la situación en

el NGC puede contribuir al análisis cuantitativo de los efectos ecológicos de la reserva de la biosfera y a la exploración de alternativas del diseño de las AMP de la región.

Objetivos

El objetivo específico de esta sección es modelar espacialmente el ecosistema del NGC y realizar simulaciones, considerando los escenarios derivados de las optimizaciones de estrategias de pesca y configuraciones alternativas de las AMP de la región. De esta forma, se evaluarán los efectos de la RB y del Refugio sobre todos los componentes del ecosistema y en especial sobre las especies protegidas y las de mayor valor comercial.

Métodos

El modelo Ecospace

Este método genérico de simulación espacial de ecosistemas consiste, a grandes rasgos, en una matriz de celdas de dos dimensiones (mapa), en donde en cada celda radica un modelo Ecosim. Cada celda del mapa (y su respectivo sistema de ecuaciones diferenciales) está ligada a sus adyacentes por dos procesos: dispersión de los organismos y la redistribución del esfuerzo (debido a cambios en las probabilidades de pesca en cada celda) y/o creación de áreas cerradas a la pesca (Walters et al, 1999; Walters, 2000). Por lo tanto, en cada una de estas celdas, el sistema de ecuaciones es resuelto considerando:

- ✓ Movimientos simétricos desde una celda a sus adyacentes a una tasa modificada si la celda es definida como hábitat preferente o no.
- ✓ Incremento en riesgo de depredación y reducción en tasa de alimentación en hábitat no preferentes.
- ✓ Nivel del esfuerzo pesquero en cada celda.

De esta forma, permite simular efectos de cambios espaciales en esfuerzo pesquero, incluidas las AMP, sobre la distribución de biomasa de los componentes bióticos del ecosistema. Los resultados del proceso de simulación se visualizan mediante mapas de distribución de biomasa (relativa al nivel base definido en el modelo Ecopath), así como mediante gráficas del cociente entre la biomasa simulada en las condiciones espaciales actuales sobre la biomasa después de considerar diferentes escenarios de manejo espacial. A continuación se detalla el proceso de construcción del modelo espacial y se abordan dos aspectos básicos: la capacidad para representar distribuciones conocidas de los grupos funcionales y los efectos de cambios en los patrones de pesca en los componentes del ecosistema.

Mapa base y definición de hábitat preferencial

En primera instancia, para establecer el mapa base de las simulaciones es necesario buscar el equilibrio entre el tamaño de las celdas y el poder de cómputo con que se cuenta. Debido a la importante cantidad de estimaciones que debe realizar el modelo en cada ejecución, si se define un mapa de alta resolución (celdas muy pequeñas), las computadoras actuales estándar, tardan mucho tiempo, o incluso no logran ejecutar el modelo. Analizando esta limitante, el mapa base se definió de 40x40 celdas, cada una de 10 km de lado. Sobre este mapa se establecieron los diferentes ambientes y/o hábitat necesarios para representar la distribución espacial de los grupos componentes del modelo. En Ecospace los hábitat son subconjuntos de celdas que comparten ciertas características que afectan la sobrevivencia y alimentación de los componentes del sistema que ocurren allí (Christensen et al, 2004). Ambos procesos se reflejan generalmente en los rangos de distribución de los organismos coincidentes con ciertas zonas batimétricas y/o tipos de fondo. Siguiendo ésto, se definieron 7 ambientes utilizando como criterios la profundidad, el tipo de fondo (Daesslé et al, 2001) y

otros, definidos especialmente para representar ciertos ambientes o distribución conocida de grupos (Figura 17 a). Para completar el mapa base se definieron las AMP operativas en la zona; en este caso se consideraron de forma independiente la zona núcleo, la de amortiguamiento, las bahías y el nuevo polígono mencionado recientemente para proteger a la vaquita (Figura 17b). Por otra parte, se especificaron diferencias regionales en la producción primaria, expresadas de forma relativa y derivadas de imágenes satelitales (SeaWiFS) compuestas para 1 año (1999, Figura 17c).

Preferencias de hábitat y tasas de dispersión

Una vez definidos los ambientes, se establecieron las preferencias de los diferentes grupos por los distintos hábitat definidos en el modelo (Tabla 12). Como ambiente preferente se define aquellos hábitat a los que el grupo en cuestión estará “adaptado”. De esta forma, en los ambientes preferentes la tasa de alimentación (y por lo tanto su tasa de crecimiento) son mayores que en ambientes no preferentes; la tasa de sobrevivencia es mayor y la tasa de depredación es menor en ambientes preferentes; las tasas de movimiento son mayores fuera que dentro de los ambientes preferentes (Christensen et al, 2004). Las preferencias de los organismos por los diferentes ambientes se establecieron de diversas maneras, según el caso. Por ejemplo, en el caso del detritus y los grupos planctónicos se asumió que no tienen preferencia por ningún área, al igual que en la mayoría de los invertebrados bentónicos y ciertos grupos pelágicos de amplia distribución (i.e. tiburones); en estos casos la distribución dependerá exclusivamente de la distribución de sus presas y sus depredadores. En el caso de la mayoría de los peces se utilizaron los datos medios de distribución batimétrica por grupo funcional estimados de Fishbase (2005).

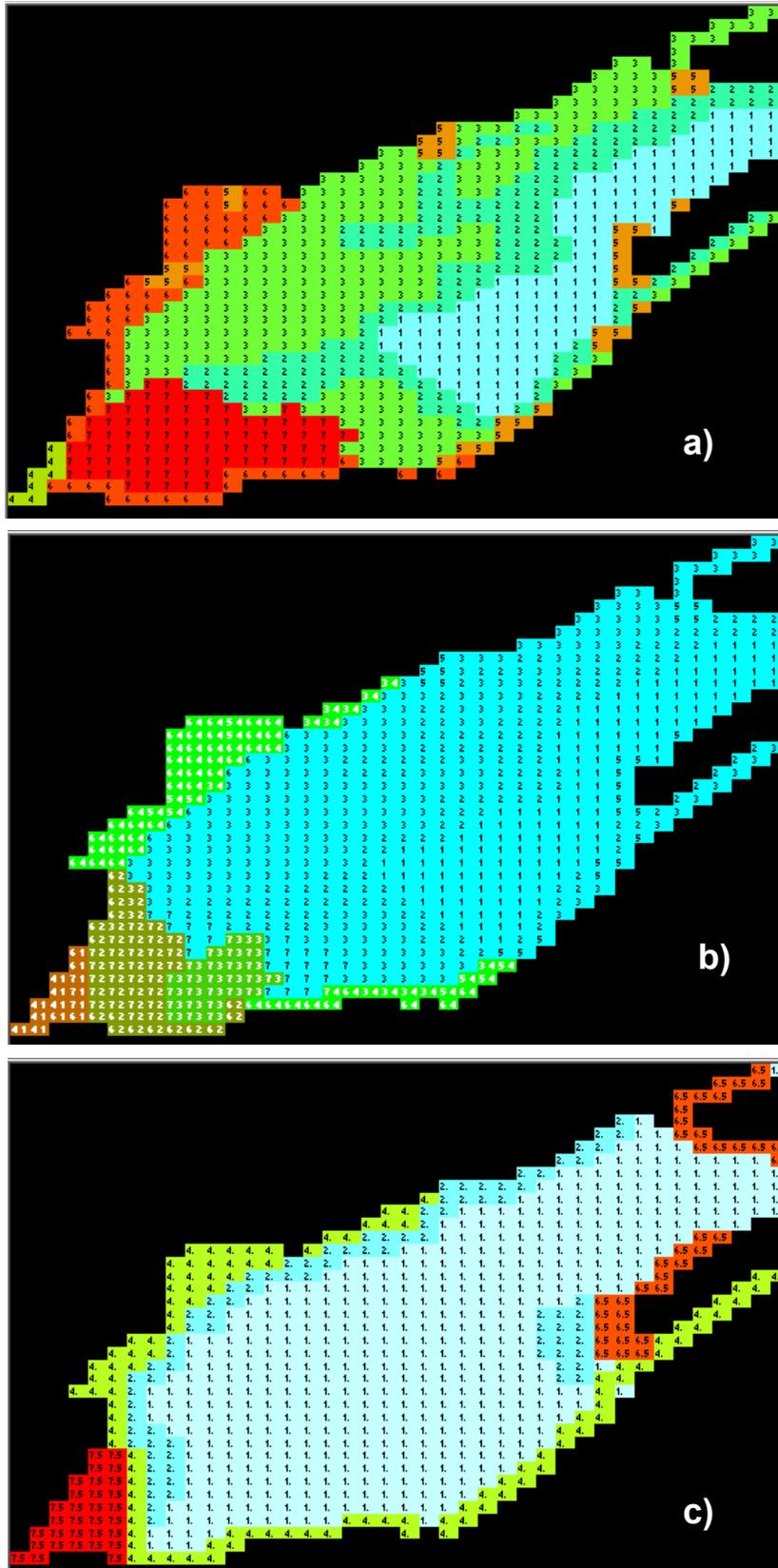


Figura 17. a) Definición espacial de los hábitat considerados para el modelo Ecospace en el norte del Golfo de California. 1) > 200 m; 2) < 100 m; 3) 100-200m; 4) Delta RC; 5) Rocoso; 6) Bahías y esteros; 7) Vaquita marina; b) Definición espacial de las áreas marinas protegidas c) Definición de áreas de productividad primaria relativas.

En el caso de los camarones, se supuso una distribución espacial con preferencia por fondos blandos y menores a 100 m de profundidad (Pedrín & Alemán, 1998). El hábitat de la vaquita se estableció de acuerdo al polígono demarcado por los todos los avistamientos y registros acústicos (Gallo Reynoso, 2004). Los hábitat preferenciales de la totoaba, juveniles y adultos fueron deducidos de la descripción de la historia de vida de la especie realizada por Cisneros Mata et al, (1995). El conjunto de tasas de dispersión de cada uno de los grupos del modelo constituye un grupo de datos de entrada necesarios para el funcionamiento del modelo espacial.

Tabla 12. Asignación de hábitat preferenciales de distribución para todos los grupos.

Grupo \ Habitat #	TODOS	+ 200m	+100-200m	- 100m	Delta RC	Rocoso	Bahias	Vaquita
Elasmobranchi TIB	+							
<i>Zalophus c.</i>		+	+	+		+	+	+
<i>Totoaba m. AD</i>			+	+	+		+	+
Aves marinas	+							
Odontoceti	+							
<i>Phocoena s.</i>								+
<i>Totoaba m. JU</i>				+	+		+	+
Merluccidae		+	+					
Mysticeti		+	+	+				
Aves costeras				+	+	+	+	
Sciaenidae			+	+	+		+	+
Rhinobatidae			+	+	+		+	+
Serranidae			+	+		+	+	+
Elasmobranchi RAY		+	+	+	+		+	+
Otros peces	+							
Haemulidae				+	+	+	+	+
<i>Sicyonia p.</i>				+		+		
Pelágicos menores		+	+	+		+		+
<i>Lytopenaeus s. JU</i>			+	+	+		+	+
<i>Farfantepenaeus c. JU</i>			+	+	+		+	+
Cephalopoda	+							
Peces planos			+	+	+		+	+
Myctophidae		+	+	+				+
Mojarras			+	+	+		+	+
<i>Callinectes sp</i>				+	+		+	+
Polychaeta	+							
Stomatopoda			+	+	+		+	+
<i>Lytopenaeus s. AD</i>			+	+	+		+	+
Inv. bentónicos	+							
<i>Farfantepenaeus c. AD</i>			+	+	+		+	+
Zooplancton	+							
Fitoplancton	+							
Macrofitas						+		
Detritus	+							

En este sentido, en el modelo trófico Ecopath, se asume que los organismos no se mueven y que se encuentran homogéneamente distribuidos en el área del modelo con una biomasa agregada B_i . Sin embargo, en Ecospace una fracción de la biomasa en cada celda (B') se encuentra en movimiento a una tasa m (km/año). Debido a la imposibilidad de contar con estimaciones de campo (e.g. mediante estudios de marcado y recaptura), para obtener el dato de entrada de m se utilizaron valores generales reportados por Pitcher & Buchary (2002) y se exploraron configuraciones que llevan a una representación de los patrones de distribución general de los diferentes grupos.

Vale decir que esta tasa de movimiento representa la dispersión como resultado de movimientos aleatorios y no de movimientos migratorios. Sin embargo, los patrones de movimiento migratorio (reproductivos, tróficos) puede ser representados por Ecospace. En el caso de la totoaba, se definió el patrón migratorio esbozado por Cisneros-Mata et al (1995); en el caso del camarón azul se siguió el patrón espacial mencionado por Calderón Aguilera et al, (2003). En otros grupos (e.g. sciaenidos) se definieron patrones muy generales de agrupamiento, utilizando la información publicada por Cudney Bueno & Tourk Boyer (1998).

Operación de Flotas pesqueras

Por último, se establecieron las áreas generales de operación de las flotas pesqueras por tipo de ambiente definido en el mapa base (Tabla 13). Esta asignación se realizó considerando las disposiciones vigentes y las características de las artes de pesca (e.g. la flota industrial no pesca en bahías ni esteros). Adicionalmente, se restringieron las actividades espaciales de las flotas menores (ribereña de escama y artesanal), siguiendo las áreas de pesca por puerto mencionadas en el trabajo de Cudney Bueno & Tourk Boyer(1998).

Tabla 13. Asignación de las diferentes flotas (gris) a los ambientes y a las AMP (negro) representando la situación pesquera actual en el NGC. (+ : la flota opera en ese ambiente)

	HABITAT				AMP		
	- 100m	Rocoso	Bahias	Vaquita	Nucleo	Amort.	Refugio Bahias
Camaronera industrial - Pto. Peñasco	+			+			+
Camaronera artesanal- Pto. Peñasco	+		+	+		+	+
Ribereña - Pto. Peñasco	+	+	+	+		+	+
Camaronera industrial - San Felipe	+			+		+	
Camaronera artesanal- San Felipe	+		+	+		+	+
Ribereña - San Felipe	+	+	+	+		+	+
Camaronera artesanal - Santa Clara	+		+	+		+	+
Ribereña - Santa Clara	+	+	+	+		+	+

Una vez completada la configuración del modelo que se describió en los párrafos superiores, se iniciaron las simulaciones temporales de distribución espacial de todos los grupos del ecosistema. Inicialmente, el programa distribuye homogéneamente toda la biomasa sobre el mapa; es decir, parte de la situación de inmovilidad del modelo Ecopath subyacente. En los pasos siguientes del algoritmo, todos los grupos de biomasa se comienzan a mover en función de su valor de m , consumiendo a otros grupos y siendo a su vez depredados. Debido a los áreas de producción primaria (definidas mediante la imagen satelital), a los patrones de migración definidos, a las tasas diferenciales de consumo y sobrevivencia en los hábitat preferentes y a las diferentes zonas de operación pesquera, se generan los patrones de distribución espacial finales (Christensen et al, 2004) que pueden ser cotejados con los mapas obtenidos por otros medios independientes (e.g. cruceros de evaluación de stocks).

Escenarios de simulación

Los escenarios de simulación se basaron en dos situaciones; la primera representa las condiciones de esfuerzo actuales y la segunda la distribución del esfuerzo por flotas derivado de la optimización de estrategias de pesca de Ecosim. Contra estas dos situaciones básicas se simularon las diferentes restricciones espaciales que permiten evaluar los efectos diferenciales según se describe en la Tabla 14.

Tabla 14. Escenarios simulados por el modelo ecosistémico espacial del NGC, para explorar los efectos de distintos diseños de protección espacial del ecosistema.

Escenario 1: Situación Actual

- 1a-situación sin RB (ilustra la efectividad de la misma)
- 1b -situación con nuevo polígono (muestra la posible efectividad de esta nueva AMP)
- 1c -situación sin pesca en todas las AMP (núcleo, buffer y nuevo polígono)
- 1d - situación sin pesca en todo el ecosistema (referencia de máxima protección)

Escenario 2: Situación Estrategia Viable (de Ecosim)

- 2 a- situación sin RB (muestra efectos de la RB, siguiendo la estrategia viable)

Los resultados se expresan mediante los mapas simulados de distribución espacial de biomasa, así como en gráficas de los porcentajes de cambio en la biomasa de cada grupo con respecto a la biomasa que representa la situación actual.

Resultados

Situación actual

En la Figura 18 se muestran los mapas de distribución de biomasa relativa simulados para todos los grupos funcionales del modelo contemplando la distribución actual del esfuerzo pesquero. Adicionalmente, en la Figura 19 se muestran en detalle los mapas simulados de ciertos grupos de mayor relevancia, como la totoaba, vaquita, camarones y fitoplancton y la distribución del esfuerzo pesquero por flota en la Figura 20.

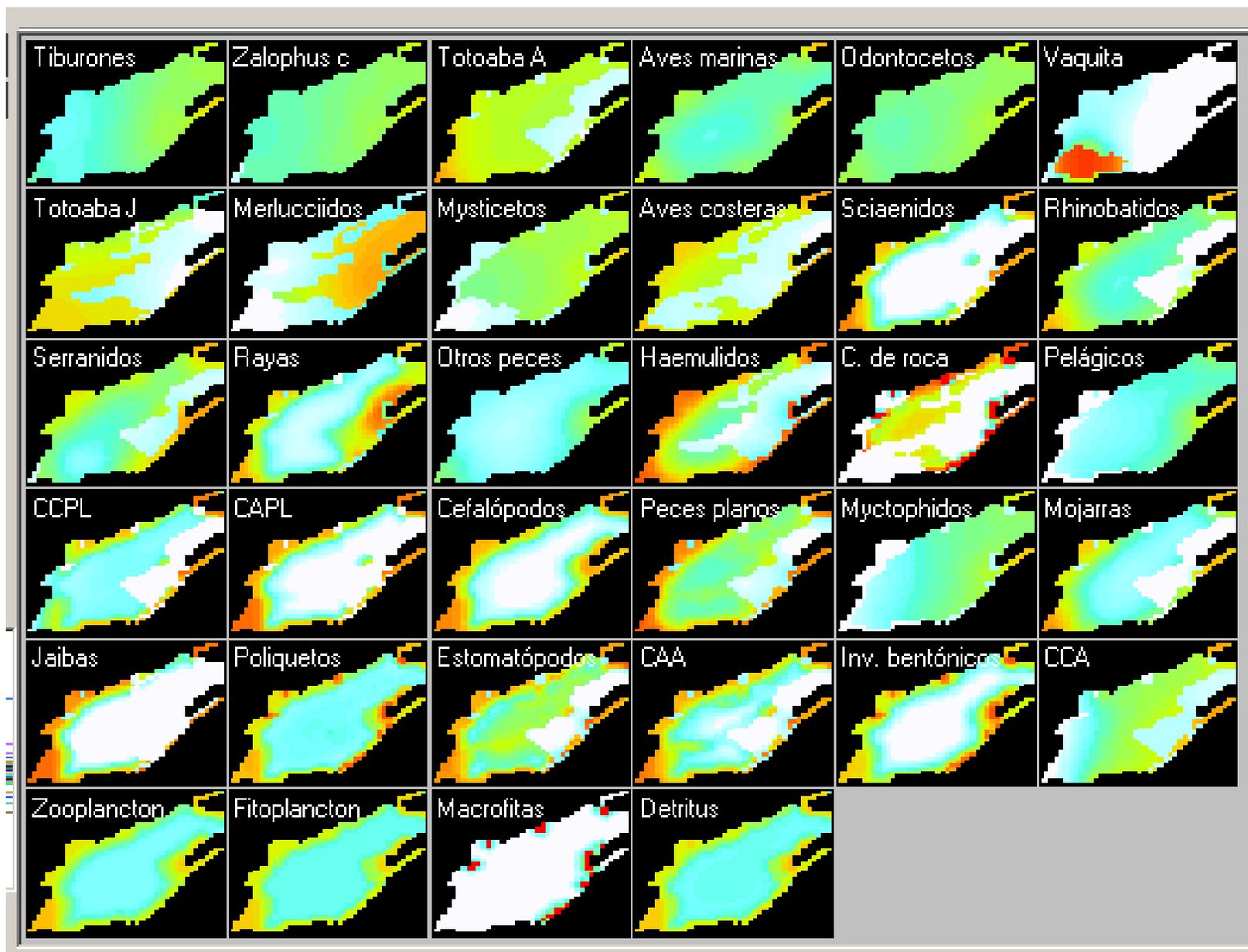


Figura 18. Resultados de la simulación de distribución de biomasa relativa para todos los grupos funcionales del modelo contemplando la distribución actual del esfuerzo pesquero.

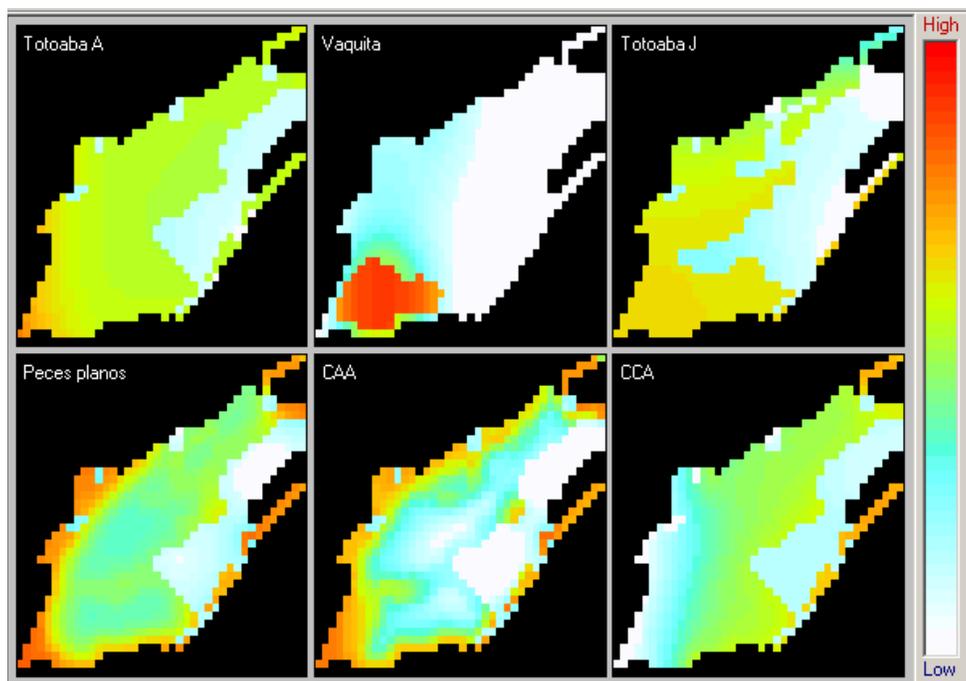


Figura 19. Resultados de la simulación de distribución de biomasa relativa para grupos funcionales relevantes del modelo contemplando la distribución actual del esfuerzo pesquero.

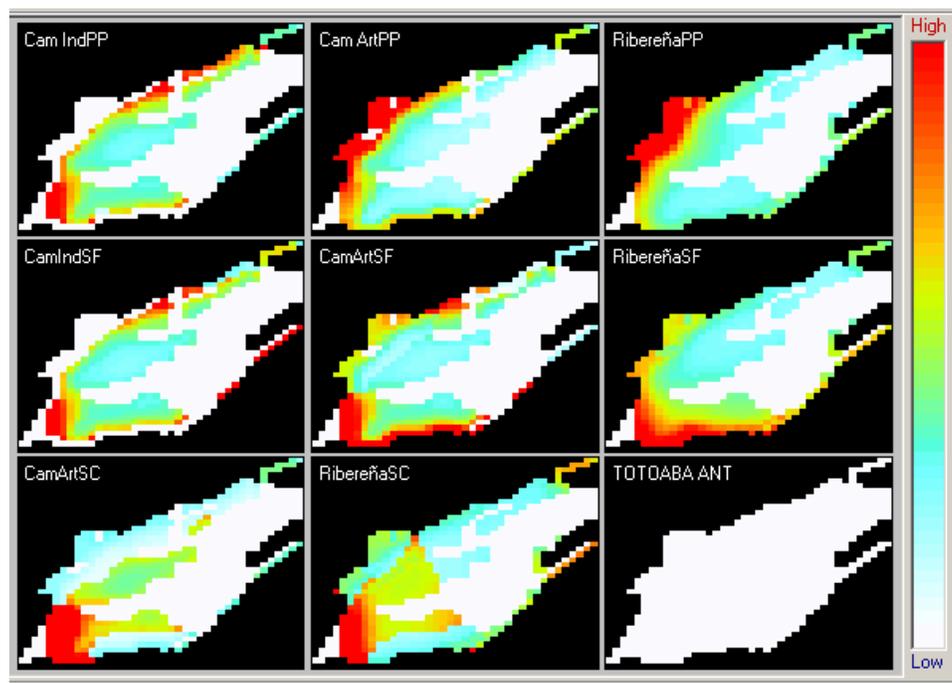


Figura 20. Resultados de la simulación de distribución de biomasa relativa para grupos funcionales relevantes del modelo contemplando la distribución actual del esfuerzo pesquero.

Escenarios de simulación

En la Figura 21 se muestran los mapas de distribución de biomasa relativa simulada para los grupos seleccionados resultantes de suponer la no existencia de la RB (escenario 1a). Los cambios porcentuales en la biomasa de todos los grupos, al simular la inexistencia de la RB, con respecto a la situación actual, se muestran en la Figura 22.

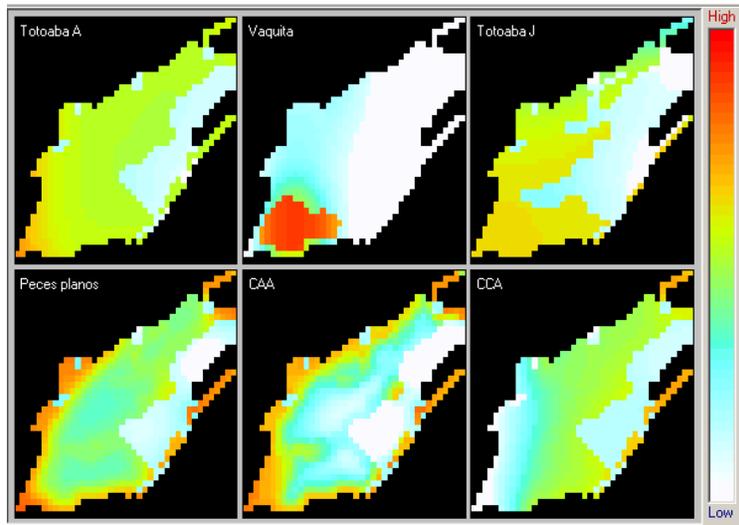


Figura 21. Mapas de distribución de biomasa simulada de grupos relevantes en el NGC, suponiendo la inexistencia de la RB (1a).

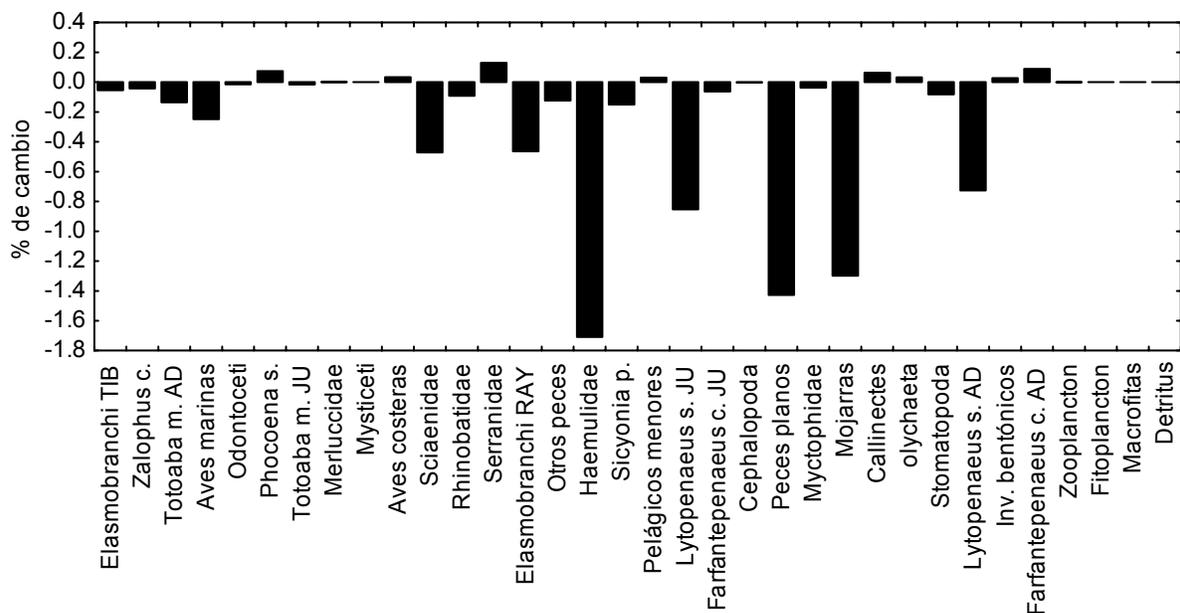


Figura 22. Gráfica de cambio porcentual de biomasa de todos los grupos del modelo, resultante de simular la no existencia de la RB (1a)

Escenario 1b: Implementación del Refugio para la protección de la Vaquita.

En la Figura 23 se exponen los mapas de distribución espacial de la biomasa relativa de ciertos grupos relevantes, resultantes de simular la puesta en operación del Refugio para la protección de la Vaquita (escenario 1b). Los cambios porcentuales que esta medida produciría en la biomasa de todos los grupos es mostrado en la Figura 24.

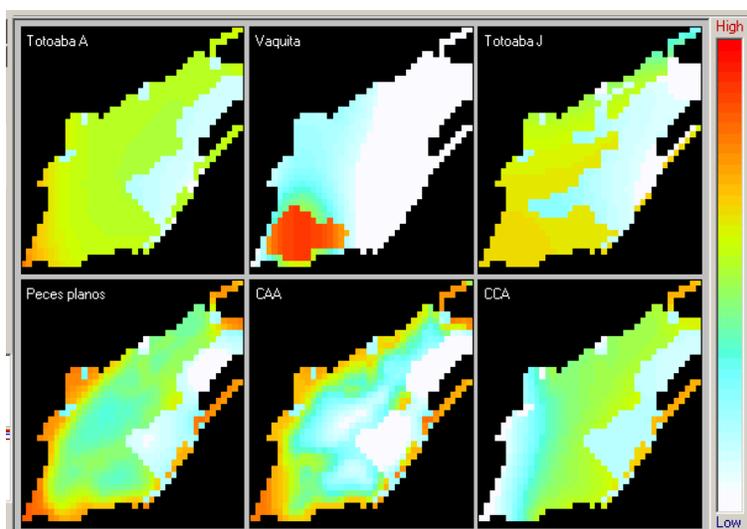


Figura 23. Mapas de distribución de biomasa simulada de grupos relevantes en el NGC, resultante de la implementación del Refugio para la Vaquita (1b).

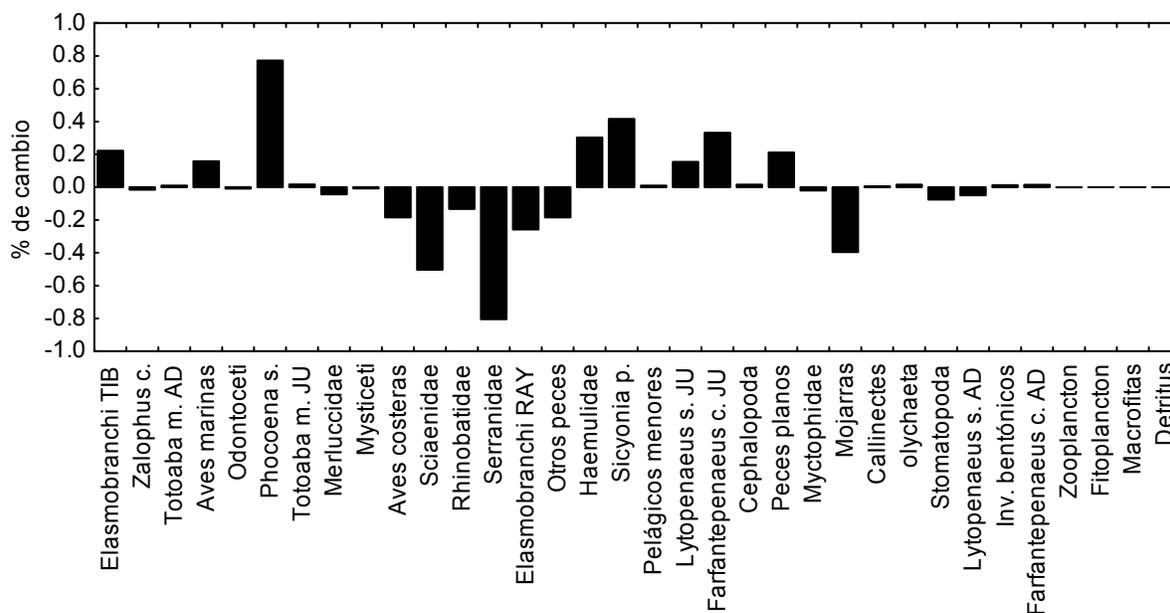


Figura 24. Gráfica de cambio porcentual de biomasa de todos los grupos del modelo, resultante de la implementación del Refugio para la Vaquita (1b).

Al simular la prohibición de todas las actividades pesqueras dentro de las AMP, definidas en el NGC (i.e. zona núcleo de la RB, zona de amortiguamiento de la RB y el refugio de protección de la vaquita) se obtienen los mapas mostrados en la Figura 25 y los porcentajes de cambio mostrados en la Figura 26 (escenario 1c).

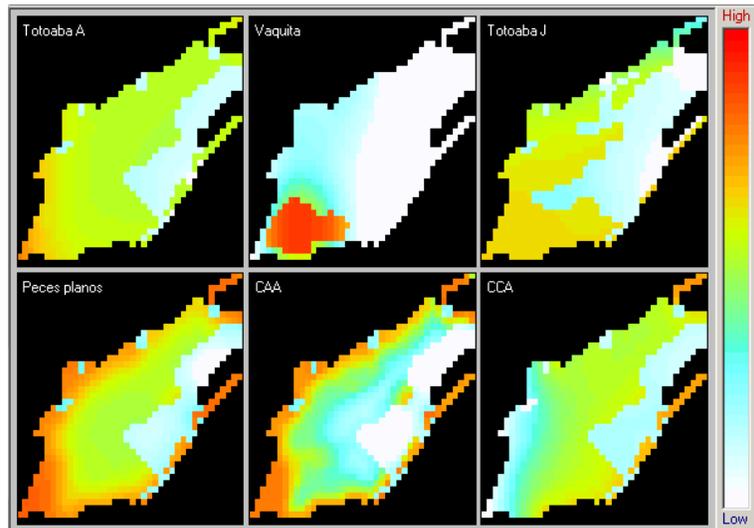


Figura 25. Mapas de distribución de biomasa simulada de grupos relevantes en el NGC, resultantes de la prohibición de todas las actividades pesqueras en la zona núcleo, zona de amortiguamiento y refugio para la Vaquita (1c).

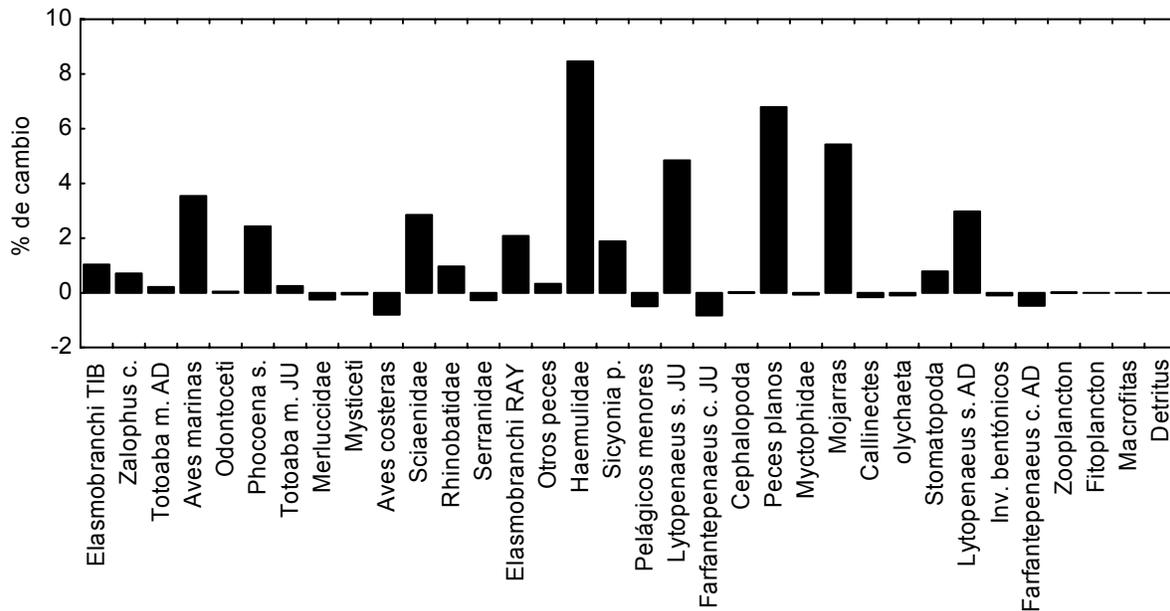


Figura 26. Gráfica de cambio porcentual de biomasa de todos los grupos del modelo, resultante la prohibición de todas las actividades pesqueras en la zona núcleo, zona de amortiguamiento y refugio para la Vaquita (1c).

Al simular la prohibición de todas las actividades pesqueras dentro de todo el NGC (escenario 1d) se obtienen los mapas mostrados en la Figura 27 y los porcentajes de cambio mostrados en la Figura 28.

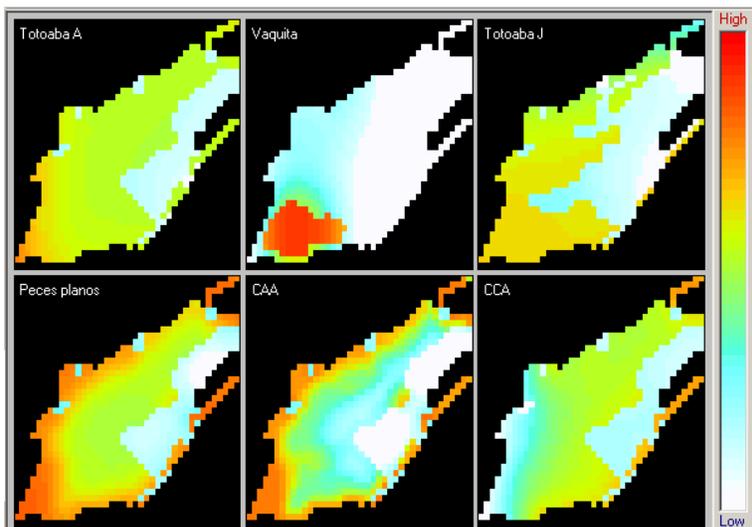


Figura 27. Mapas de distribución de biomasa simulada de grupos relevantes en el NGC, resultante la prohibición total de actividades pesqueras en toda el área de estudio (1d).

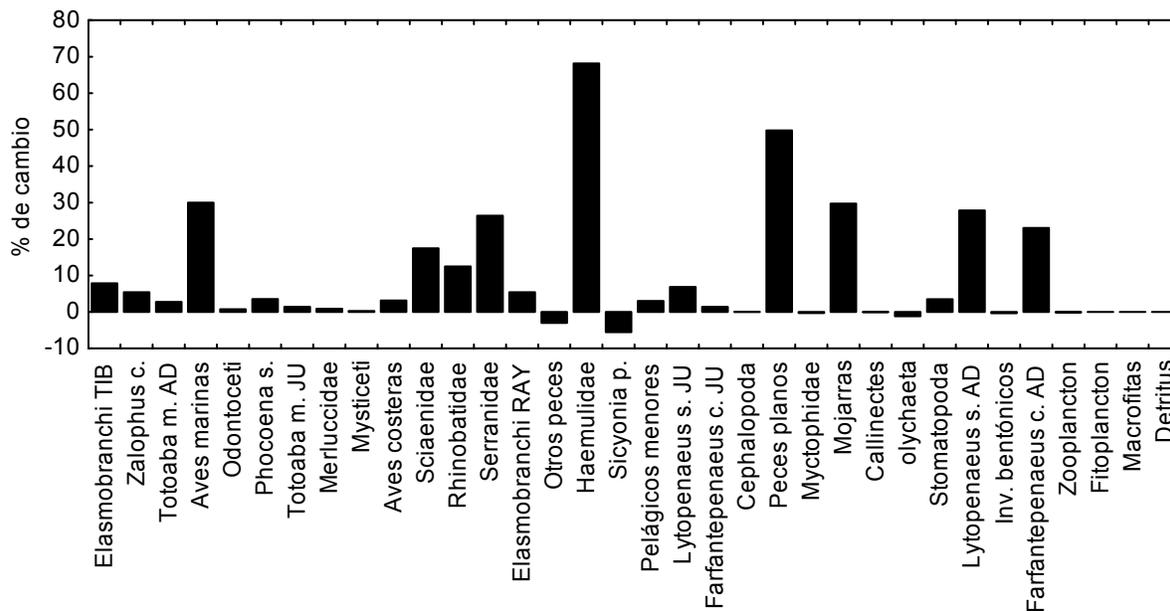


Figura 28. Gráfica de cambio porcentual de biomasa de todos los grupos del modelo, resultante la prohibición total de actividades pesqueras en toda el área de estudio (1d).

En la Figura 29 se muestran los mapas de distribución de biomasa relativa para los grupos seleccionados, considerando los patrones temporales de esfuerzo pesquero definidos en la estrategia considerada viable y, desde el punto de vista espacial, la no existencia de la RB (escenario 2a). Los cambios porcentuales en la biomasa de todos los grupos, resultantes de este escenario, se muestran en la Figura 30.

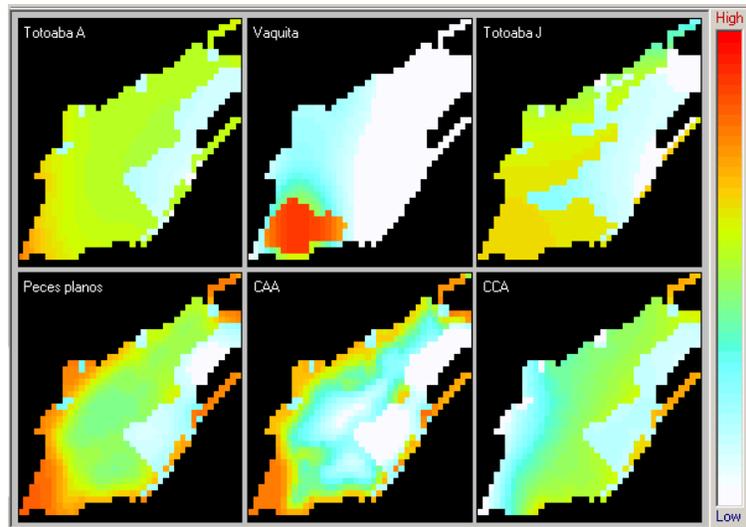


Figura 29. Mapas de distribución de biomasa simulada de grupos relevantes en el NGC, resultante de la aplicación de la estrategia viable de pesca y de simular la inexistencia de la RB (2a).

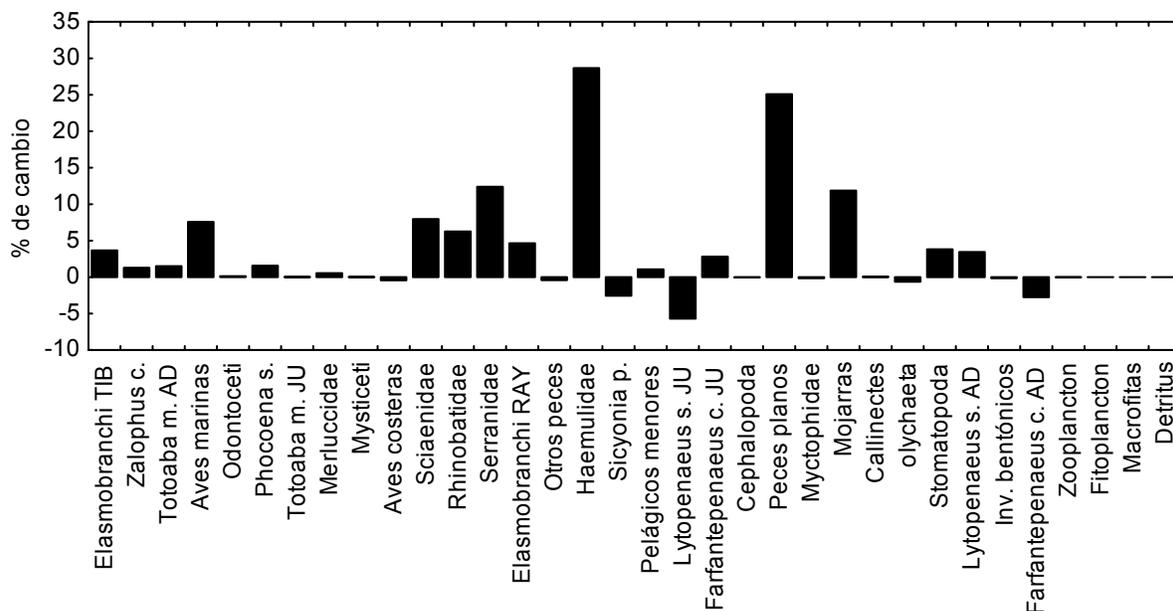


Figura 30. Gráfica de cambio porcentual de biomasa de todos los grupos del modelo, resultante la aplicación de la estrategia óptima de pesca y de simular la inexistencia de la RB (2a).

En la Figura 31 se muestran los mapas de distribución de biomasa relativa para los grupos seleccionados, considerando los patrones de esfuerzo pesquero de la estrategia temporal viable y espacialmente, la existencia de la RB y la implementación del Refugio para la vaquita (escenario 2b). Los cambios porcentuales en la biomasa de todos los grupos, resultantes de este escenario se muestran en la Figura 32.

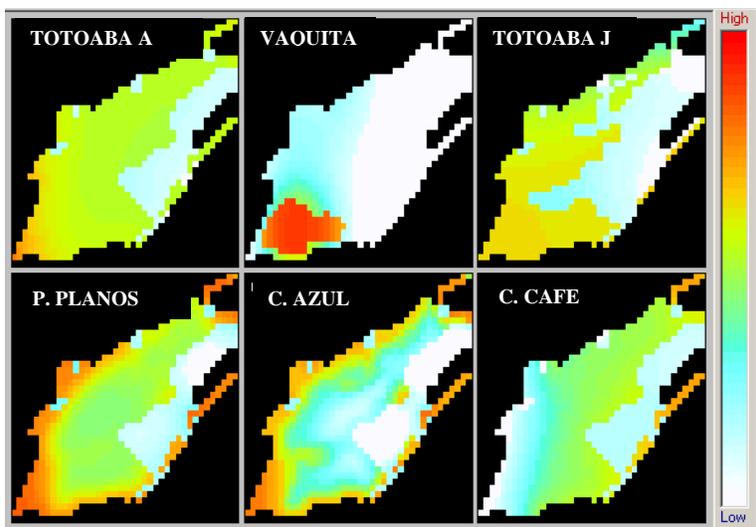


Figura 31. Mapas de distribución de biomasa simulada de grupos relevantes en el NGC, resultante de la aplicación de la estrategia viable de pesca y de simular la existencia de la RB y la implementación del Refugio para la Vaquita (2b).

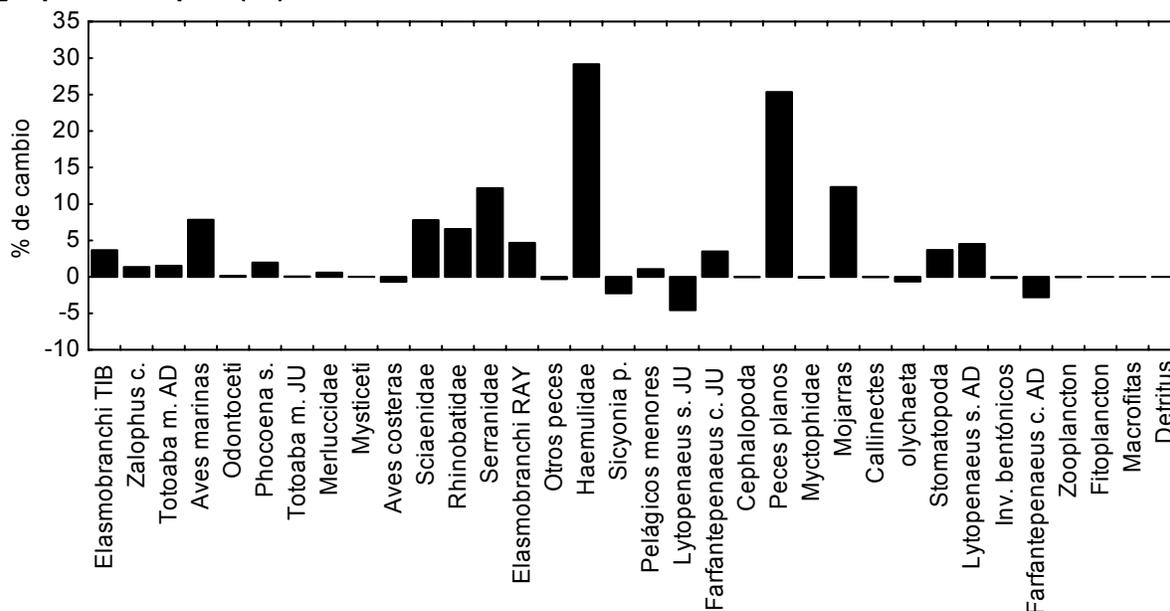


Figura 32. Gráfica de cambio porcentual de biomasa de todos los grupos del modelo, resultante la aplicación de la estrategia viable de pesca y de simular la existencia de la RB y la implementación del Refugio para la Vaquita (2b).

Para sintetizar los cambios predichos por el modelo espacial en cada escenario, en la Figura 33 se muestran los resultados para ciertas especies o grupos relevantes en el área. Por su parte, en la Tabla 14 se expresan algunos indicadores globales de las consecuencias de los diferentes escenarios sobre aspectos pesqueros.

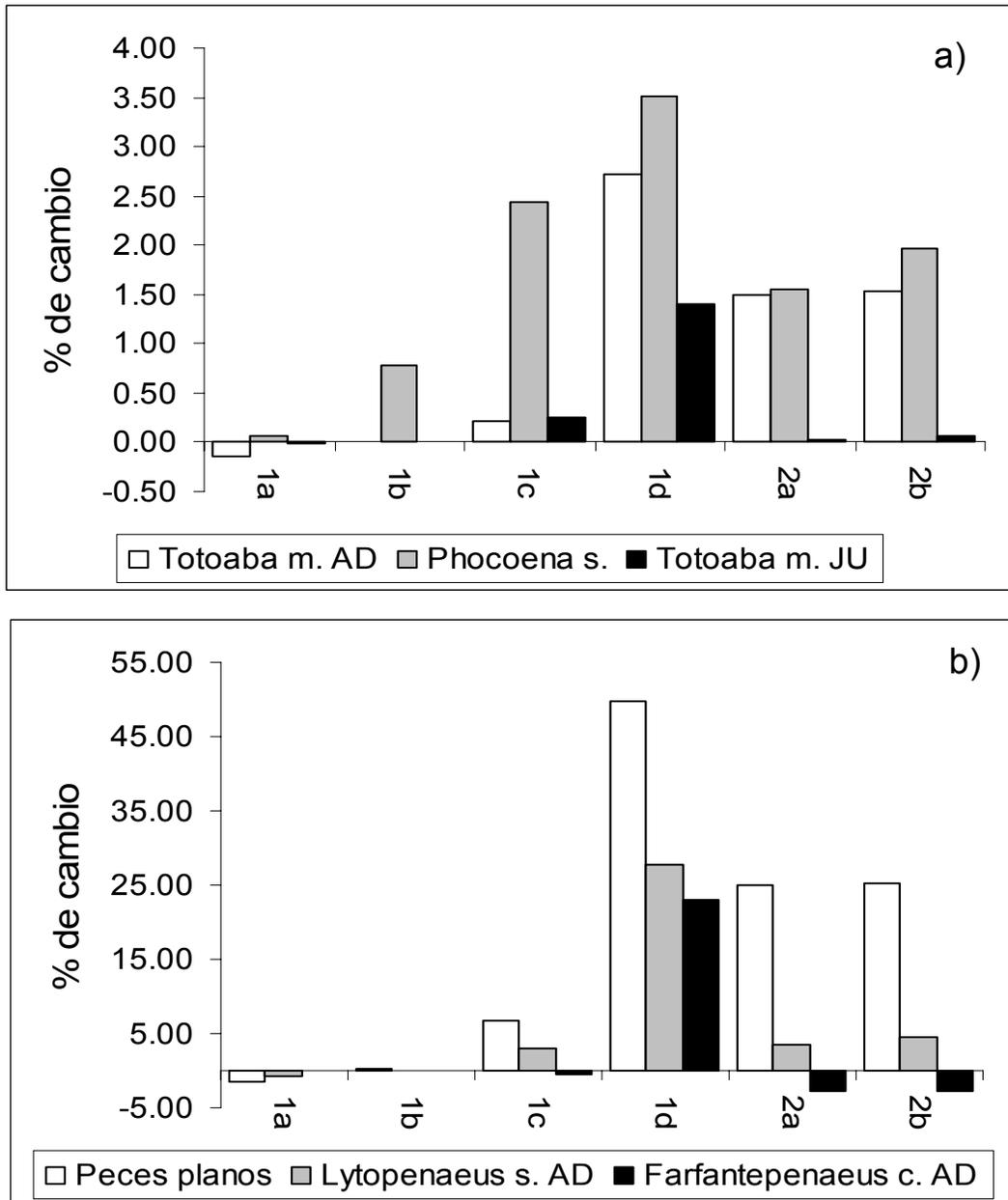


Figura 33. Cambios porcentuales de biomasa, luego de la simulación de cada escenario de manejo espacial evaluado. a) Especies protegidas; b) especies de mayor valor comercial. 1a. eliminación de la RB; 1b. Implementación del Refugio; 1c prohibición de pesca dentro de área de amortiguamiento; 1d. prohibición total de pesca en todo el NGC; 2a. estrategia viable de pesca, sin RB; 2b. estrategia viable de pesca con reserva y refugio.

Tabla 15. Cambios porcentuales en indicadores básicos pesqueros resultantes de la simulación de todos los escenarios considerados de restricciones espaciales. Los valores corresponden a los cambios totales en el NGC, considerando a las flotas agrupadas.

Escenario	Capturas %	Valor %	Costos %
1a- situación sin RB	12.7	7.6	-0.9
1b- situación con nuevo polígono	0.0	2.5	0.0
1c- situación sin pesca en todas las AMP	-7.9	-11.4	3.7
1d- situación sin pesca en todo el ecosistema	na	na	na
2a- situación viable sin RB	-34.9	-19.0	-24.3
2b- situación viable con nuevo polígono	-41.3	-20.3	-23.4
na: no aplica			

Discusión

Aspectos generales

Numerosas investigaciones han demostrado que el establecimiento de AMP produce efectos importantes en las comunidades y poblaciones residentes en esas regiones (e.g. Castilla & Durán, 1985, Polunin & Roberts, 1993; Edgar & Barret, 1997, 1999; Jamienson & Levings, 2001); sin embargo, pocos estudios se han enfocado en analizar cómo estos efectos permiten alcanzar los objetivos de las AMP (i.e. efectividad). En este sentido, son innegables los logros alcanzados desde 1993 hasta la fecha por la Reserva de la Biosfera, en cuanto a actividades de promoción (ecoturismo, tratados y convenciones, etc.), de educación ambiental y de coparticipación de la comunidad en la administración. Sin embargo, es necesario que la evaluación de las AMP se realice con respecto a los objetivos planteados en el establecimiento de la región protegida (Carr & Raimondi, 1999; Murray et al, 1999). En nuestro caso, la evaluación de la efectividad de la RB se debería realizar contrastando las predicciones del modelo espacial con los objetivos meramente ecológicos y pesqueros planteados en el programa de manejo de la RB. En este sentido, puede considerarse que los objetivos de la RB son mixtos, teniendo un gran componente de conservación de la

biodiversidad y sobre todo de las especies amenazadas. En su planteamiento, también se hace énfasis en la protección de las especies comerciales y en el desarrollo de actividades productivas sostenibles (Anónimo, 2002). Esta diversidad de objetivos (probablemente conflictivos entre si) hace difícil enfocar los análisis de efectividad respecto al logro de los objetivos ecológicos, ya que formalmente no hay planteados ningún tipo de punto de referencia límite o objetivo, sobre los que sea posible decidir si el AMP alcanzó la efectividad deseada. Debido a esto, los resultados de las simulaciones espaciales únicamente pueden indicar el efecto de uno u otro escenario y de aquí inferir los diferentes grados de protección (medida como porcentaje de cambio de biomasa) alcanzada mediante los diversos escenarios de protección espacial.

Evaluación de efectos de diseño de AMP en el NGC

En general, los valores de cambio global en biomasa obtenidos como respuesta a las AMP parecen bajos (entre 0.1 y 1.8%); sin embargo, se encuentran en el rango reportado en otros análisis de los efectos de las AMP usando Ecospace. Por ejemplo, Zuccetta et al, (2003) analizan los efectos de implementar AMP de creciente tamaño sobre el incremento de biomasa de grupos comerciales en el Mar Adriático. De esta forma demuestran que las AMP de tamaño intermedio producen los mayores cambios positivos en los grupos comerciales, alcanzando un incremento promedio de 1.5% de biomasa. Por otro lado, Salomon et al, (2002) analizan mediante Ecospace, los efectos de múltiples configuraciones de AMP (con y sin zona de amortiguamiento, etc.), en el ecosistema de Gwaii Haanas, en British Columbia. En este caso, las AMP producen variados efectos sobre los distintos grupos, lográndose un máximo de 12% de protección (cambio positivo en biomasa) sobre el pez escorpión. Sin embargo, en la mayoría de los casos la protección demostrada es menor al 5% y en el caso del arenque, nunca se alcanza ni siquiera el 0.1%.

Al analizar los mapas de distribución de biomasa simulada también se denota esta escasa variabilidad, de modo que no se pueden visualizar fácilmente diferencias entre los mapas. Este efecto es agudizado debido a que los diferentes diseños de AMP no parecen producir cambios radicales en los patrones espaciales, sino que la consecuencia principal es sobre la cantidad de biomasa con el mismo patrón de distribución. Más allá de esto, la exploración gráfica podría mejorarse notablemente, si el programa permitiese la extracción de los datos simulados a nivel de cada celda; los mismos pudieran ser tratados con otras herramientas de cómputo diseñadas específicamente para el análisis espacial (e.g. Surfer, GeoStat). Esto, incluso, permitiría una comparación más robusta y formal entre los mapas simulados por Ecospace y otros mapas obtenidos independientemente (e.g. evaluaciones de stock).

Las consecuencias de la RB fueron evaluadas simulando su no existencia (escenario 1a), por lo que los cambios observados en la biomasa de los diferentes grupos indican los efectos inversos que produce el establecimiento de la RB tal cual está funcionando en la actualidad. Los mayores valores de cambio fueron negativos, indicando que la RB tiene un efecto de protección sobre esos grupos. De esta forma es evidente que la mayor protección de la RB se produce sobre los principales componentes de la FAC (e.g. haemulidae, peces planos), seguido de grupos objetivo de pesca, tales como sciaenidae y camarones. En el caso de las especies protegidas, la RB produce mayores beneficios sobre la totoaba (0.15% de incremento) que sobre la vaquita (-0.10%). Este valor negativo implica que, de hecho, la RB, tal como estuvo planteada desde 1993, podría perjudicar más que favorecer al cetáceo y probablemente confirma la percepción de que se requiere una mayor área de protección para esta especie (D'Agrosa et al, 2000, DOF, 2005). Este efecto leve, pero contrario a lo

esperado, puede derivar de que la zona núcleo de la RB no coincide con el área de distribución de la vaquita y que en la zona de amortiguamiento (que sólo coincide parcialmente con el área de distribución) está permitida la pesca con artes que afectan al cetáceo (Gallo Reynoso, 2004). Más aún, los resultados evidencian ciertos efectos indirectos de la RB que podrían perjudicar a la vaquita. En este sentido, el incremento en biomasa producido sobre otros depredadores superiores (e.g. tiburones, totoaba, aves), podría llevar a una disminución de las presas compartidas con la vaquita y a consecuencias negativas sobre su población. Esto es coherente con el elevado solapamiento de nicho trófico, mostrado por el modelo estático (Ecopath), entre la vaquita y otros depredadores superiores (ver Resultados Primera Sección). Este tipo de efectos han sido documentados previamente (Castilla & Durán, 1985; Babcock et al, 1999) y se han formulado hipótesis de que puedan desencadenarse ante el establecimiento de restricciones pesqueras espaciales (Walters, 2000).

El mapa simulado de distribución del esfuerzo pesquero (Figura 20) hace evidente la ocurrencia de la predicción general de que el esfuerzo se concentra en las cercanías del límite del área protegida (Walters et al, 1999, Walters, 2000). Este patrón de pesca podría disminuir la efectividad de la reserva de diversas formas. Por un lado, se incrementará la captura de organismos de amplia dispersión (o migración), ya que en el momento de cruzar el límite se incrementarán las probabilidades de ser capturados. Por otro lado, la concentración del esfuerzo en el límite impone mayores dificultades de vigilancia y una mayor probabilidad de pesca ilegal dentro del área protegida.

Por otra parte, el establecimiento del nuevo refugio para la protección de la vaquita (aunado a la ya existente RB: escenario 1b) produciría un efecto positivo sobre la biomasa de la vaquita (cerca al 1%) tal cual se espera de acuerdo a los objetivos de esta AMP. Por su parte, esta nueva zona no parece aportar protección adicional a la totoaba. Sin embargo, tendría un efecto positivo sobre otros depredadores superiores (tiburones, aves), lo cual lleva a un decremento en la biomasa de sus presas de NT intermedio (scieaenidae, serranidae) y en definitiva resulta en un incremento de la biomasa de NT aún más bajos (haemulidae, peces planos). Este patrón de variación denota la existencia de otro tipo de efectos indirectos (e.g. fenómenos de cascadas tróficas) asociados al establecimiento de AMP, como ya ha sido ampliamente documentado (Castilla, 1999; Walters, et al, 1999; Pinnegar et al, 2000; Walters, 2000; Salomon et al, 2002).

Mediante el modelo espacial también se exploraron los posibles efectos que podrían tener otros hipotéticos escenarios de manejo. En este contexto, se simuló la prohibición de toda actividad pesquera en la zona de amortiguamiento en adición a la zona núcleo y al nuevo polígono (escenario 1c). Esto resultaría en muy importantes beneficios sobre varios de los grupos del modelo, tanto en las especies comerciales como en las especies protegidas, alcanzando el doble de biomasa de la vaquita con respecto al caso de la implementación del refugio (escenario anterior). A modo de referencia de la máxima protección que se podría alcanzar mediante restricciones espaciales, se simuló la prohibición total de pesca en todo el NGC (escenario 1d), en donde se pone en evidencia que en el caso de la vaquita el máximo incremento de biomasa mediante AMP es de aproximadamente 3.5% y en el caso de la totoaba de 2.5%. Esto demuestra que la prohibición total de la pesca produciría solo un 1% de beneficio en biomasa de vaquita, en relación a la prohibición de la pesca en el área de

amortiguamiento de la RB. Por su parte, los efectos de la máxima restricción pesquera sobre las especies comerciales son sumamente importantes, alcanzando un incremento cercano al 20% en el caso de los camarones y de 50% en los peces planos entre otros.

Por último, se exploró el papel de la AMP en adición a la hipotética aplicación de la estrategia viable de pesca, delineada mediante Ecosim (Resultados Segunda Sección). De emplear esta estrategia y suprimir las AMP (escenario 2a) se produciría un efecto positivo en gran parte de los grupos de importancia económica y de conservación. En el caso de la vaquita y la totoaba este beneficio sería mayor incluso que el que producirá la implementación del nuevo refugio para la protección de la vaquita. Por su parte, si a la estrategia viable de pesca le adicionamos protección espacial (escenario 2 B), se aumentaría en 0.5 % la biomasa de la vaquita, sin mayores efectos sobre los otros grupos. Los resultados de estos escenarios llevan a pensar que, si se reduce el esfuerzo pesquero (como lo promueve la estrategia viable), no sería necesaria la prohibición de la pesca en el interior de la RB, incluida la zona núcleo y tampoco sería de mayor utilidad el refugio para la protección de la vaquita. De esta forma, la reducción del esfuerzo pesquero permitiría una mayor flexibilidad en las restricciones pesqueras espaciales. Este escenario es de gran relevancia, puesto que representa una solución que tiende a evitar los conflictos entre conservación y explotación. Claro está que la base de este escenario como posible solución implica el respeto total y absoluto de los límites de la pesca.

Otro aspecto relevante es que en la mayoría de los escenarios explorados las AMP tienen un efecto de protección más notorio sobre la vaquita que sobre la totoaba. Esta observación puede deberse a los diferentes grados de movilidad que presentan ambas especies. Por un

lado, la vaquita presenta una rango de distribución espacial sumamente restringido (Brownell, 1986; Gerrodette et al, 1995; Jaramillo-Legorreta et al, 1999) mientras que la totoaba tiene un rango de dispersión espacial más amplio, presentando patrones ontogenéticos de migración (Flanagan & Hendrikson, 1976; Cisneros-Mata et al, 1995) poco conocidos. En este sentido, el paradigma indica que las AMP proveen menos protección al incrementarse la movilidad de los organismos (Bohnsack, 2000; Roberts & Hawkins, 2000). Las especies migratorias generalmente permanecen cierto tiempo fuera de la protección espacial y se exponen a una elevada concentración de esfuerzo pesquero al cruzar los límites del AMP. Sin embargo, es probable que las AMP tengan un gran valor de protección si se encuentran localizadas sobre áreas de desove, cría o alimentación (NRC, 2001), como lo es la RB para la totoaba y muchas otras especies.

En cuanto a los efectos predichos sobre las actividades pesqueras, de los diferentes grados de protección espacial ocurrirían importantes consecuencias en las capturas globales, el valor de las mismas y en los costos de operación de las pesquerías. Desde este punto de vista, a manera general las capturas y su valor disminuyen y los costos aumentan al incrementar el grado de restricción espacial. Sin embargo, la situación del nuevo refugio para la vaquita parece establecer un equilibrio adecuado para las circunstancias. Su establecimiento permitiría elevar el costo pero no los volúmenes de la captura (presumiblemente capturando especies más valiosas) mientras que se mantienen los costos globales de operación de las flotas. Esta observación refuerza la percepción de que el nuevo polígono es una opción adecuada y favorable tanto para la protección de las especies amenazadas como para los intereses pesqueros. Por su parte, los escenarios correspondientes a la aplicación de la estrategia viable conducen lógicamente a una

reducción importante de las capturas y su valor, pero concurrentemente se reducen aún más los costos. Esto reafirma la viabilidad que tiene la puesta en funcionamiento de estas estrategias de pesca.

El modelo trófico espacial del NGC pone en evidencia la ocurrencia de importantes efectos indirectos del establecimiento de las zonas protegidas (cascadas tróficas, competencia, pesca en la frontera). En este contexto, se considera importante para la evaluación de diseños alternativos de AMP considerar las respuestas en la dispersión y en el esfuerzo pesquero (Walters et al, 1999). Para la cuantificación precisa de estos efectos no bastan los esfuerzos de modelación, sino que deben considerarse métodos adicionales, tales como el marcado y el seguimiento remoto de la flota pesquera evaluando sus variaciones con respecto a las áreas protegidas. En este sentido el establecimiento de AMP multi-zona, podría ser guiado por un manejo adaptativo, basado en el ecosistema, en donde las medidas de manejo sean tomadas deliberadamente como experimentos (Walters, 1986). Esto solamente será posible si el marco para el manejo (i.e. regulaciones) fuera lo suficientemente flexible como para permitir cambios a medida de que se obtiene mejor información científica y de que cambien las condiciones socioeconómicas (Salomon et al, 2002).

Por último, cabe mencionar que el modelo trófico espacial del NGC no provee predicciones cuantitativas detalladas (e.g. brindando alguna medida de incertidumbre); sin embargo, permite generar hipótesis sobre la función del ecosistema, explorar políticas alternativas, identificar respuestas, así como políticas potencialmente inefectivas. Mediante esta aproximación es posible identificar políticas alternativas, más allá de la prueba experimental

en campo, constituyendo una herramienta conveniente para el manejo de los recursos y que puede contribuir a un manejo adaptativo del diseño de las AMP en la región.

Conclusiones

No es posible cuantificar la efectividad ecológica de la RB en términos del grado de alcance de sus objetivos, debido a que no hay definidos oficialmente ni parámetros de efectividad ni puntos de referencia *ad hoc* para tal fin.

El modelo ecosistémico espacial representa adecuadamente la distribución conocida de biomasa de diversos grupos del ecosistema (e.g. camarones, vaquita) y permite evaluar cuantitativamente los efectos ecológicos del establecimiento de AMP en la región.

La mayor protección de la RB se produce sobre peces componentes de la FAC, seguido de grupos objetivo de pesca, tales como scieanidae y camarones, produciendo mayores beneficios sobre la totoaba que sobre la vaquita. La protección a la FAC beneficia indirectamente al ecosistema al mantener su resiliencia.

El nuevo refugio (aunado a la RB) produciría un efecto positivo sobre la biomasa de la vaquita, sin aportar protección adicional a la totoaba y podría desencadenar efectos indirectos sobre otros grupos (cascadas tróficas).

Los mayores beneficios para la protección de la vaquita y la totoaba se obtendrían en situaciones hipotéticas en las que las áreas restringidas deberían incrementarse.

En el caso de adoptarse la estrategia de pesca derivada del análisis de viabilidad, los efectos de las AMP simuladas serían atenuados por la reducción general del esfuerzo pesquero y permitirían menores restricciones espaciales de la pesca.

El modelo trófico espacial pone en manifiesto la existencia de varios efectos indirectos, resultado de la implementación de las AMP, que deben ser identificados, si se desean lograr un manejo integral y adaptativo en el ecosistema del NGC.

Discusión general

En esta Tesis se procedió a analizar una compleja situación de carácter multidisciplinario utilizando herramientas basadas fuertemente en los componentes biológicos y ecológicos del ecosistema. Mediante este análisis se describió al NGC como un ecosistema con ciertas particularidades (e.g. elevada PP, elevada ascendencia, muy baja PPR), pero no muy diferente que el promedio de ecosistemas tropicales y templados (similar total de flujos, NTc, etc.). Los indicadores ecosistémicos PPR y NTc indican que esta área marina tiene muy baja probabilidad de presentar sobrepesca ecosistémica (sensu Murawsky 2000). Por su parte, las estimaciones referentes a los grupos tróficos, ubican a las dos especies protegidas, vaquita y totoaba, dentro de los depredadores superiores, con muy baja contribución al total del sistema en términos de biomasa total, contenido de información y cantidad de flujos (i.e. estructura y función). Por su parte, el análisis de solapamiento de nicho trófico mostró una gran superposición entre las presas de ambas especies protegidas y las de otros depredadores.

Las simulaciones dinámicas, tanto temporales como espaciales, permiten hacer predicciones de las cuales se desprenden la mayoría de las recomendaciones que se realizan en esta investigación. En pocas palabras, las predicciones muestran un potencial importante de incremento (si se suspendiera toda la pesca) o decremento (si se duplicara toda la pesca) de la biomasa de las especies protegidas. De esta forma, se confirma que idealmente (ver incertidumbre más abajo), desde un punto de vista meramente trófico, tanto la vaquita como la totoaba tienen la capacidad de incrementar sus poblaciones a niveles claramente superiores a los actuales. En este sentido, la estrategia de viabilidad indica que para

satisfacer el criterio de reconstrucción de biomasa de vaquita y totoaba, debe disminuirse la pesca con redes agalleras para peces. Coincidentemente, para satisfacer los criterios económicos y sociales, debería incrementarse la pesca de camarón con chinchorro de línea y adoptar la recomendación de disminuir la pesca industrial de camarón para satisfacer al componente de integridad del ecosistema y el beneficio económico a obtener.

Estas consideraciones coinciden, en términos generales, con otras varias recomendaciones de manejo en el NGC, efectuadas más o menos recientemente por distintos estudios realizados con diferentes propósitos. En cuanto a la preocupación por la conservación de las especies amenazadas, ya tempranamente Flanagan y Hendrikson (1976) recomiendan una prohibición a largo plazo de la pesca de totoaba. Más adelante, D'Agrosa (1995) y D'Agrosa et al (2000) sugieren que la mejor solución para la recuperación de la vaquita debe ser una inmediata prohibición del uso de todas las redes de enmalle dentro del hábitat de la vaquita y proveer una fuente alternativa de ingresos para los residentes. Adicionalmente, aunque con bajo poder estadístico, muestran que la mortalidad estimada de vaquita por redes camaroneras (13) es aproximadamente la mitad a la estimada para las redes para peces en su conjunto (26 en redes de chano, tiburón, sierra y etc.). Por otro lado, Cudney Bueno & Tourk Boyer (1998) captan la percepción de los pescadores de la necesidad de limitación del esfuerzo pesquero, tanto industrial como de pangas. Coincidentemente mencionan que la suspensión de redes agalleras sería la opción que con mayor seguridad podría llevar a proteger a la vaquita satisfactoriamente. Desde el punto de vista oficial, la Carta Nacional Pesquera (DOF, 2000), al referirse a las especies sujetas a protección especial, menciona que luego de analizar distintas medidas potenciales para mitigar la mortalidad de la vaquita, se concluye que la única manera de evitar su extinción es cambiar todas las redes por otro

tipo de arte de pesca en el NGC. Estas recomendaciones fructificaron recientemente, al implementarse el Refugio para la Conservación de la vaquita, en donde se prohíbe el uso de todo tipo de redes y se promueven los cambios en las artes (Campoy, 2005; DOF, 2005). Por otra parte, desde el enfoque del mejor manejo pesquero, el Plan de Manejo del Camarón (INP-CONAPESCA, 2006) y la propuesta de reestructuración de la pesquería del camarón (CONAPESCA, 2004) también recomiendan restringir el esfuerzo pesquero para incrementar los stocks a niveles sustentables. Adicionalmente, el primero, llama a proteger áreas de reproducción y/o crianza en hábitat costeros y estuarinos y a mantener la salud y sustentabilidad de los ecosistemas en los que se desarrollan las poblaciones de camarón. En definitiva, los resultados de esta tesis ratifican las estrategias de manejo recomendadas por otros actores para recuperar las poblaciones de vaquita y totoaba y, simultáneamente, mejorar la situación de la pesquería del camarón.

Por su parte, las simulaciones espaciales del ecosistema muestran que la RB no es suficiente para proteger a la vaquita y sólo beneficia levemente a la totoaba, mientras que el nuevo refugio sí presenta un mayor valor de protección para la marsopa y un posible incremento en el valor de la captura. Mayores incrementos en la biomasa de las especies relevantes se obtienen al incrementar el área protegida, incluyendo el área de amortiguamiento o prohibiendo toda la pesca en el NGC. Sin embargo, desde el enfoque espacial, los mayores beneficios en la conservación y en la biomasa de especies comerciales valiosas se obtendrían al aplicar la estrategia viable de pesca delineada mediante Ecosim.

Otro aspecto que surge de las simulaciones espaciales son los efectos indirectos asociados al establecimiento de las AMP. Importantes estudios (Pimm, 1992; Wootton, 1994; Davis,

1995, Castilla, 1999), han demostrado cómo el balance trófico del ecosistema cambia tanto con la pesca como con la protección, beneficiando potencialmente algunas especies y perjudicando a otras (NRC, 2001). La cuantificación de estos procesos es clave para la búsqueda de soluciones de manejo consensuadas y su aplicación a la administración de los recursos constituye la esencia misma del manejo ecosistémico. En este sentido, los costos sociales y económicos a corto plazo a menudo actúan como barreras para el establecimiento de las AMP y generalmente limitan su diseño. Por lo tanto, es necesario demostrar que las ganancias a largo plazo sobrepasan los costos a corto plazo. Las simulaciones de Ecospace no pueden abarcar todos estos aspectos; sin embargo, permiten la comparación de los resultados ecológicos de cada diseño de AMP y, por lo tanto, pueden contribuir al funcionamiento de planes de manejo.

Alcance y aplicabilidad de los resultados

En este estudio se examinó la conflictividad entre la pesca y la conservación en el área del NGC desde un enfoque ecosistémico y utilizando los modelos tróficos como fundamental herramienta de análisis. En este contexto, es necesario percibir la particular naturaleza de los ecosistemas, a los efectos de acotar los alcances y la aplicabilidad de los resultados de esta investigación (predicciones y recomendaciones de estrategias óptimas de manejo). En este sentido, los ecosistemas son vistos por “la nueva ciencia” (e.g. teorías de la auto-organización, de la complejidad, del caos, etc.) como sistemas auto organizados de gran complejidad (Ulanowicz, 1986; Schneider & Kay, 1994; Kay et al, 1999). Esta perspectiva reconoce aspectos únicos de este nivel de organización, los que deben ser considerados al pensar en los objetivos del manejo ecosistémico. Por ejemplo, el comportamiento del sistema no puede ser deducido conociendo el comportamiento de sus partes, ya que en este nivel de organización superior surgen propiedades emergentes no lineales. También se considera

que la estructura y función del sistema cambian con el tiempo, por lo que los cambios globales en el comportamiento son irreversibles (i.e. los ecosistemas evolucionan). A lo largo de esta evolución los ecosistemas pueden ubicarse en múltiples estados estacionarios, es decir, no hay necesariamente un estado de preferencia único del sistema. Adicionalmente, las teorías mencionadas reconocen que los ecosistemas pueden presentar comportamientos caóticos, en los que los cambios de estado son frecuentes y nuestra habilidad de predicción será siempre limitada, más allá de los modelos, computadoras y datos con que contemos.

Tomando en cuenta estas consideraciones referentes a la naturaleza de los ecosistemas, no podemos esperar que con los datos y modelos con que la ciencia cuenta actualmente se puedan realizar predicciones certeras a largo plazo del estado futuro del ecosistema y sus grupos constituyentes. Como ya ha sido mencionado, las herramientas disponibles para el análisis y la comprensión de estos sistemas y sus componentes son los modelos y las simulaciones dinámicas respectivas (en el sentido amplio). En este sentido, los modelos uniespecíficos son necesarios y más adecuados para evaluar y predecir a corto plazo los efectos directos de la pesca sobre las especies objetivo que los modelos multiespecíficos (Hollowed et al, 2000). Sin embargo, los modelos multiespecíficos son imprescindibles para evaluar los efectos indirectos de la pesca, de la variabilidad ambiental y para desarrollar hipótesis que pudieran ser puestas a prueba en el futuro mediante el manejo adaptativo (Sainsbury et al, 1997). Algunas de las conclusiones globales e hipótesis que derivan de este ejercicio de modelación del ecosistema se listan a continuación y provienen de las principales predicciones de las simulaciones:

- Existe un amplio solapamiento de nicho trófico entre las especies protegidas y otros depredadores superiores.
- La vaquita presenta una mayor interacción ecológica que la totoaba.
- Los cambios en la biomasa de varios grupos y, en consecuencia, del ecosistema están asociados al esfuerzo pesquero y a variables ambientales de macro escala (e.g. PDOI; descarga del Río Colorado).
- El modelo trófico dinámico es capaz de predecir acertadamente futuros niveles de biomasa de los diferentes grupos y el estado del ecosistema.
- Las actividades pesqueras producen efectos sobre todos los componentes del ecosistema.
- Los beneficios económicos, ecológicos y sociales pueden concertarse conjuntamente mediante la adopción de la estrategia viable de pesca.
- Las AMPa en el NGC producen efectos directos e indirectos detectables en varios de los componentes del modelo.

En definitiva, los resultados de las simulaciones sólo pueden tomarse como medidas de tendencia por falta de una medida explícita de variabilidad en los resultados de Ecopath-Ecosim - Ecospace (e.g. coeficiente de variación, etc.). Por otra parte, debido al desarrollo reciente de la herramienta, existen pocos estudios que evalúen la coincidencia de las predicciones con series temporales modernas y generadas específicamente a los efectos de validación de los modelos tróficos. De todas formas, las predicciones en base al ecosistema pueden tomarse como indicadores de tendencias generales a largo plazo o como generalizaciones de futuras condiciones del resultado de la aplicación de las medidas de manejo, o la ocurrencia de eventos ambientales exógenos. Afortunadamente, existe un

creciente marco teórico y metodológico, así como un desarrollo tecnológico que hacen cada vez más accesible la posibilidad de analizar los conflictos integralmente y reflexionar de forma holística acerca de los procesos ecosistémicos y su relación con las actividades humanas. Si bien, debido a diversos motivos, aún no se ha hecho extensiva mundialmente la aplicación directa de esta visión en la toma de decisiones de manejo, el tipo de investigación aquí realizada constituye un paso primordial para el monitoreo ecosistémico del área y para generar preguntas que contribuyan al cambio de mentalidad enfocado al manejo adaptativo basado en el ecosistema.

Recomendaciones

Metodológicas

Más y mejores datos mejorarían la calidad de la representación del ecosistema mediante los modelos tróficos. Las mayores carencias de información para el área NGC se refieren a estudios actuales de dietas y biomasa de los diferentes grupos y en particular a las especies más notables en el área (vaquita, totoaba, camarones, etc.). También es notoria la carencia de series temporales detalladas de biomasa, abundancia y esfuerzo pesquero, así como de estimaciones de tasas de dispersión y patrones de migración y/o advección larval en la mayoría de los componentes del NGC. En consecuencia, y dada la relevancia de la región, es necesario iniciar monitoreos específicos.

Reforzar el análisis de consistencia de los modelos tróficos, contrastando sus estimaciones con otras comúnmente obtenidas independientemente (e.g. F, M, rendimientos) en un mayor número de grupos funcionales. Definir un protocolo sistemático para este análisis, buscando

la integración y retroalimentación entre los modelos uniespecíficos y los modelos ecosistémicos.

Robustecer las predicciones del modelo dinámico mediante técnicas de validación predictivas, generando deliberadamente nuevas series temporales de biomasa para tal fin y/o aplicando técnicas validación predictiva, tales como la de partición de datos o validación cruzada.

Mejorar el funcionamiento del programa Ecopath-Ecosim – Ecospace, particularmente en los aspectos de presentación, edición y exportación de resultados, lo que permitiría una mayor integración con otras metodologías y modelos.

De manejo

Si existe consenso en cuanto a la prioridad de conservación de la vaquita y la totoaba, el presente análisis multiespecífico justifica la reducción y redistribución del esfuerzo pesquero en las diversas flotas.

Siguiendo el patrón de pesca por flota delineado en la estrategia viable de pesca (a grandes rasgos: disminuir pesca agallera y de camarón industrial e incrementar pesca de camarón con chinchorro y otras artes más selectivas, se pueden obtener importantes beneficios ecológicos y económicos, con leves perjuicios sociales, que pueden ser subsanados de diversas maneras.

Mantener en operación el Refugio para la Protección de la Vaquita, ya que favorece su conservación y el incremento del valor de las capturas. Buscar diseños alternativos de las AMPs que consideren los patrones migratorios propios de la totoaba para promover su mayor protección.

Promover una forma de manejo flexible, en la que las medidas administrativas (incluidas la AMPs) puedan modificarse cuando corresponda, retroalimentando a los métodos que las generan. La transparencia de este manejo debe garantizarse en base al análisis científico robusto (e.g. arbitrado por pares) y al acatamiento político de sus mandatos.

Bibliografía

- Abarca-Arenas, L. G., Valero-Pacheco, E. 1993. Toward a trophic model of Tamiahua, a coastal lagoon in Mexico. En: V. Christensen y D. Pauly, (Editores), Trophic models of aquatic ecosystems, International Center for Living Aquatic Resources Management. Conference Proceedings 26, Manila, Filipinas, 181-185.
- Álvarez-Borrego, S., Flores-Báez, B.P., Galindo-Bect, L.A. 1975. Hidrología del Alto Golfo de California II. Condiciones durante invierno, primavera, verano. *Ciencias Marinas* 2(1), 21-36.
- Anónimo. 2002. Programa de Manejo Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado. CONANP. 134pp.
- Aragón-Noriega, E. A. 2000. Ecología del reclutamiento del camarón azul *Litopenaeus stylirostris* (Stimpson, 1871) en el Alto Golfo de California. Tesis Doctoral. Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada. Ensenada, B. C. México. 117 p.
- Aragón-Noriega, E.A., Cervantes Valle, C., Garcíá Juárez, A.R., Calderon-Aguilera, L.E. 1999. Evaluación del stock desovante de camarones peneidos del norte del Golfo de California. *Revista Ciencia y Marina* 9, 37–48.
- Arias González, J.E., Nuñez Lara, E., González-Salas, C., Galzin, R. 2004. Trophic models for investigation of fishing effect on coral reef ecosystem. *Ecological Modelling* 172, 197-212.
- Arreguín Sánchez, F. 2000. Octopus-red grouper interaction in the exploited ecosystem of the northern continental shelf of Yucatan, Mexico. *Ecological Modelling* 129, 119-129.

- Arreguín Sánchez, F., Chávez, E.A. 1995. An investigation of the trophic role of three pelagic fishes in a tropical coastal ecosystem of the western Gulf of Mexico, using the ECOPATH II model. *SCIENTIA MARINA* 4, 307-315.
- Arreguín-Sánchez, F., Manickchand-Heileman, S. 1998. The trophic role of lutjanid fish and impacts of their fisheries in two ecosystems in the Gulf of Mexico. *Journal of Fish Biology Supplement A*, 143-153.
- Arreguín Sánchez, F., Valero-Pacheco, E. Chávez, E. 1993a. A trophic box model of the coastal fish communities of the south-western Gulf of Mexico. En: V. Christensen y D. Pauly, (Editores), *Trophic models of aquatic ecosystems*, International Center for Living Aquatic Resources Management. Conference Proceedings 26, Manila, Filipinas, 197-205.
- Arreguín-Sánchez, F., Seijo, J.C., Valero-Pacheco, E. 1993b. An application of Ecopath II to the North continental Shelf Ecosystem of Yucatan, Mexico. En: V. Christensen y D. Pauly, (Editores), *Trophic models of aquatic ecosystems*, International Center for Living Aquatic Resources Management. Conference Proceedings 26, Manila, Filipinas, 269-278.
- Arreguín Sánchez, F., Contreras, M., Moreno, V., Burgos, R., Valdés, D. 1996. Population dynamics and stock assessment of the red grouper (*Epinephelus morio*) fishery on the Campeche Bank. *Biology, fisheries and culture of tropical groupers and snappers. ICLARM* 48, 210-225.
- 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. *Ecological Modelling* 156, 167-183.
- Arreguín Sánchez , F., Zetina Rejón, M., Manickchand Heileman, S., Ramírez Rodríguez, M., Vidal, L. 2004a. Simulated response to harvesting strategies in an exploited ecosystem in the southwester Gulf of Mexico. *Ecological Modelling* 172, 421-433.
- Arreguín Sánchez, F., Hernández Herrera, A. Ramírez Rodríguez, M., Pérez España H. 2004b. Optimal management scenarios for the artisanal fisheries in the ecosystem of La Paz Bay, Baja California Sur, México. *Ecological Modelling* 172, 373-382.
- Aubin, J.P. 1991. *Viability Theory*. Birkhauser, Boston.
- Aubin, J.P. 1996. *Dynamical Economic Theory: a Viability approach*. Springer, Heidelberg.
- AUDUBON, 2005. National Audubon Society www.audubon.org
- Auriolles-Gamboa, D. 2005. Comunicación personal. CICIMAR-IPN, La Paz, México.

- 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(4), 535-553.
- Babcock, R.C., Kelly, S., Shears, N.T., Walker, J.W., Willis, T.J. 1999. Changes in community structure in temperate marine reserves. *Marine Ecology Progress Series* 189, 125–134.
- Balart, E.F., Castro-Aguirre, J.L. 1995. Estimación del impacto de la depredación de la merluza sobre la langostilla. En: Auriolles-Gamboa, D., Balart, E.F. (Editores) La langostilla: Ecología y aprovechamiento. CIBNOR, La Paz BCS, México, 139-162.
- Ballantine, W. J. 1991. Marine Reserves for New Zealand. Leigh Laboratory Bulletin University of Auckland No 25. 196pp
- Barlow, J. 1986. Factors affecting the recovery of *Phocoena sinus*, the vaquita or Gulf of California harbor porpoise. *NMFS, SFC. Administrative Report LJ-86-37*. 19 pp.
- Barlow, J., Gerrodette, T. Silber, G. 1997. First estimates of vaquita abundance. *Marine Mammal Science* 13, 44-58.
- Beattie, A., Sumaila, U. R., Christensen, V., Pauly, D. 2002. A model for the bioeconomic evaluation of marine protected area size in the North Sea. *Natural Resource Modeling* 15, 413–437.
- Beverton, R., Holt, J.H., Sidney J. 1993. On the Dynamics of Exploited Fish Populations. Chapman & Hall, London. 533p.
- Bocanegra-Castillo, N. 1998. Interacciones tróficas de la ictiofana mas abundante de la laguna Ojo de Liebre, BCS, México. Tesis de Maestría, CICIMAR-IPN, 70pp.
- Bohnsack, J.A. 1992. Reef resource protection: the forgotten factor. *Marine recreational fisheries* 14, 117-129.
- Bohnsack, J. A. 1998. Applications of marine reserves to reef fisheries management. *Australian Journal of Ecology* 23, 298-304.
- Bohnsack, J.A. 2000. A comparison of the short-term impacts of no take marine reserves and minimum size limits. *Bulletin of Marine Science* 66 (3), 635-650.
- Boletzky, S.Y., Hanlon, R.T. 1983. A review of the laboratory maintenance rearing and culture of cephalopod mollusk. *Memories of the National Museum of Victoria*. 147-187. Proceedings of the Workshop on the Biology and Resource Potential of Cephalopods, Melbourne, Australia, 1981.

- Bonfil, R.S., Anda, D.F., Mena, R.A. 1990. Shark fisheries in Mexico: The case of Yucatán as an example. En: Elasmobranchs as living resources: advances in biology, ecology, systematics, and the status of the fisheries. Pratt Jr., H.L., S.H. Gruber & T. Taniuchi. (Editores). *NOAA Tech. Rep. NMFS* 90, 427-441
- Branstetter, S. 1987. Age, growth and reproductive biology of the silky shark, *Carcharhinus falciformis*, and the scalloped hammerhead, *Sphyrna lewini*, from the northwestern Gulf of Mexico. *Environmental Biology of Fishes* 19,161-173.
- Brodziak, J., Link, J. 2002. Ecosystem-based fishery management: what is it and how can we do it? *Bulletin of Marine Science* 70, 589-611.
- Brownell, R.L. Jr. 1986. Distribution of the vaquita, *Phocoena sinus* in Mexican waters. *Marine Mammal Science* 2,1-3.
- Calderón-Aguilera, L.E. 2004. Comunicación Personal. CICESE, Ensenada, México.
- Calderon-Aguilera, L.E., Marinonea, S.G., Aragón-Noriega, E.A. 2003. Influence of oceanographic processes on the early life stages of the blue shrimp (*Litopenaeus stylirostris*) in the Upper Gulf of California. *Journal of Marine Systems* 39, 117– 128.
- Campoy, J. 2005 Establece SEMARNAT refugio de protección para la vaquita marina. *ENTORNO un enlace de comunicación CONANP*. 3 pp.
- CANAIPES, 2001. Cámara Nacional de la Industria Pesquera. Carta dirigida al Lic. Victor Lichtinguer Waissman, Secretario de SEMARNAP. 2 pp.
- Canham, C.D., Cole, J.J., Launerith, W.K. 2003. Models in ecosystem science. Princeton University Press. 476 pp.
- Carr, M.H., Raimondi, P.T. 1999. Marine protected areas as a precautionary approach to management. *CalCOFI* 40, 71-76.
- Carraquiry, J. D., Sánchez, , A. 1999. Sedimentation in the Colorado River Delta and Upper Gulf of California after a nearly a century of discharge loss. *Marine Geology* 158, 125-145.
- Carrillo, L., Lavín, M.F., Palacios-Hernández, E., 2002. Seasonal evolution of the geostrophic circulation in the Northern Gulf of California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54, 157-173.
- Castilla, J.C. 1999. Coastal marine communities: trends and perspectives from human-exclusion experiments. *Trends in Ecology & Evolution* 14(7), 280-283.
- Castilla, J.C. Duran, L.R. 1985. Human exclusion from the rocky intertidal zone of central Chile: The effects on *Concholepas concholepas* (Gastropoda). *Oikos* 45 (3), 391-399..

- CephBase. 2001. CephBase team. Census of marine life. <http://www.cephbase.dal.ca>
- Cervantes-Valle, Anguiano Carrazco, M.L., Morales Azpeitia, R. 1994. Boletín estadístico de la pesquería de camarón en el estado de Sonora. Temporada 1993-1994. INP-CRIP Guaymas. 21pp.
- Chávez, E. 1999. FISMO: a generalized fisheries simulation model; User's Guidelines. Manuscript CICIMAR-IPN 7pp.
- Chávez, E.A., Garduño, M., Arreguín-Sánchez, F. 1993. Trophic Dynamic structure of Celestun lagoon, Southern gulf of México. En: Christensen, V., Pauly, D. (Editores), Trophic models of aquatic ecosystems, International Center for Living Aquatic Resources Management. Conference Proceedings 26, Manila, Filipinas, 186-192.
- Christensen, V. 1995. Ecosystem maturity towards quantification. *Ecological Modelling* 77, 3-32.
- Christensen, V., Pauly, D. 1992. Ecopath II: a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling* 61, 169-185.
- Christensen, V., Pauly, D. 1993. On steady-state modelling of ecosystems. En: Christensen y D. Pauly, (Editores), Trophic models of aquatic ecosystems, International Center for Living Aquatic Resources Management. Conference Proceedings 26, Manila, Filipinas, 193-196.
- Christensen, V., Pauly, D. 1995. Fish production, catches and the carrying capacity of the world. *NAGA* 18, 34-40.
- Christensen, V., Pauly, D. 2004. Placing fisheries in their ecosystem context, an introduction. *Ecological Modelling* 172, 103-108.
- Christensen, V., Walters, C.J., Pauly, D. 2004. Ecopath with Ecosim: a User's Guide. *Fisheries Centre Research Reports University of British Columbia* 12 (4), 154 www.ecopath.org
- Cisneros-Mata, M. A., Montemayor-López, G., Roman-Rodríguez, M.J. 1995. Life history and conservation of *Totoaba macdonaldi*. *Conservation Biology* 9, 806-814.
- Clark, J.S., Carpenter, S.R., Barber, M., Collins, S., Dobson, A., Foley, J.A., Lodge, D.M., Pascual, M., Pielke Jr., R., Pizer, W., Pringle, C., Reid, W.V., Rose, K.A., Sala, O., Schlesinger, W.H., Wall, D.H., Wear, D. 2001. Ecological Forecasts: An Emerging Imperative. *SCIENCE* 293, 657-660.
- Collard, S.N. 1970. Forage of some eastern Pacific midwater fishes. *Copeia* 2, 348-354.
- Compean, G. 2006. Comunicación personal. La Paz, BCS, México.

- CONAPESCA, 2004. Pesca sustentable de camarón en el Golfo de California. Propuesta de reestructuración de la flota camaronera de altamar. Manuscrito, 16pp.
- Cortner, H.J., Shannon, M.A., Wallace, M.G., Burke, S. & Moote, M.A. 1994. Institutional barriers and incentives for ecosystem management. *Issue Paper No. 16. Tucson, University of Arizona, Water Resources Research Centre*, 51 pp.
- Crustacean, 2001. Crustacean Society website. Virginia Institute of Marine Science. <http://www.cims.edu/tcs>
- Cruz-Escalona, B.H. 2005 Interdependencia ecotrófica entre Laguna de Alvarado, Veracruz y la plataforma continental adyacente. . Tesis Doctorado, CICIMAR-IPN, México, 159 pp.
- Cruz-Escalona, V.H. 1998. Análisis trófico de la ictiofauna de la Laguna de San Ignacio, BCS. Tesis de Maestría, CICIMAR-IPN, México, 128pp.
- Cudney-Bueno, R., Turk-Boyer, P. 1998. Pescando entre mareas del Alto Golfo de California. Centro Intercultural de Estudios de Desiertos y Océanos, Puerto Peñasco, México. México. 166 p.
- Cupul, A. 1994. Flujos de sedimentos en suspensión y nutrientes en la cuenca estuarina del Río Colorado. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, BC, México.
- Cury, P. M., Shannon, L. J., Roux, J-P, Daskalov, G. M., Jarre, A., Moloney, C. L., Pauly, D. 2005. Trophodynamic indicators for an ecosystem approach to fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 62, 430-442.
- Cury, P.M., Christensen, V. 2005. Quantitative Ecosystem Indicators for Fisheries Management: Introduction. *ICES Journal of Marine Science* 62, 307-310.
- D'Agrosa, C. 1995. Mortalidad incidental de la Vaquita (*Phocoena sinus*) en actividades pesqueras del Alto Golfo de California, México, 1993-1994. Tesis de Maestría, ITESM, Guaymas, 128pp.
- D'Agrosa, S., Lennert-Cody, C., Vidal, O. 2000. Vaquita bycatch in Mexico's artisanal gillnets fisheries: driving a small population to extinction. *Conservation Biology* 14, 110-119.
- Daesslé, L.W., Ramos, S.E., Carriquiry, J.D., Camacho-Ibar, V.F. 2002. Clay dispersal and the geochemistry of manganese in the Northern Gulf of California. *Continental Shelf Research* 22, 1311–1323.

- Dall, W., Hill, B.J., Rothlisberg, P.C., Staples, D.J. 1990. The biology of the Paneidae. En: Blaxter, J.H.S., Southward, A.J. (Editores) *Marine Biology* Vol. 27. Academic Press, London. 1-489
- Dayton, P. K., Sala, E. Tegner, M. J., Thrush, S. 2000. Marine reserves: parks, baselines, and fishery enhancement. *Bulletin of Marine Science* 66, 617-634.
- de la Cruz, A. G. 1993. A preliminary Model of Mandinga Lagoon, Veracruz, Mexico. En: V. Christensen y D. Pauly, (Editores), *Trophic models of aquatic ecosystems*, International Center for Living Aquatic Resources Management. Conference Proceedings 26, Manila, Filipinas, 193-196.
- del Monte-Luna, P- 2004. Caracterización del Centro de Actividad Biológica del Golfo de Ulloa, BCS, bajo un enfoque de modelación ecológica. Tesis de Doctorado, CICIMAR-IPN, La Paz. 93pp.
- Delgado Marchena, M., Pedrín, O.A.1996. La pesca en el alto Golfo de California. INP-CRIP Ensenada, Boletín No1, 21-44.
- DOF (Diario Oficial de la Federación) 2005. Programa de protección de la vaquita dentro del área de Refugio ubicada en la costa occidental del Alto Golfo de California. 29 de diciembre de 2005.
- DOF (Diario Oficial de la Federación), 1993. Decreto por el que se declara área natural protegida con el carácter de Reserva de la Biosfera la región conocida como Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado, ubicada en aguas del Golfo de California y los Municipios de Mexicali, B.C., de Puerto Peñasco y san Luis Río Colorado, Son.. Lunes 10 de junio, 1993.
- DOF (Diario Oficial de la Federación), 1999. Reglamento de la Ley de Pesca. 29 de septiembre de 1999
- DOF (Diario Oficial de la Federación), 2000. Carta Nacional Pesquera. 17 de agosto de 2000.
- Done, T.J. Reichelet, R.E. 1998. Integrated coastal zone and fisheries ecosystem management: generic goals and performance indices. *Ecological Applications* 8, 110-118.
- Dou Shouzheng, X. 1992. Feeding habit and seasonal variations of food constituents of left eyed flounder, *Paralichthys olivaceus* of the Bohai Sea. *Marine Science* 4, 277-281.
- Duarte, L.O., García, C.B. 2004. Trophic role of small pelagic fishes in a tropical upwelling ecosystem. *Ecological Modelling* 172, 323-339.

- Edgar, G. J., Barret, N. S. 1997. Short term monitoring of biotic change in Tasmanian marine reserves. *Journal of Experimental Marine Ecology* 213, 261–279.
- Edgar, G. J., Barret, N. S. 1999. Effects of the declaration of marine reserves on Tasmanian reef fishes, invertebrates and plants. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 242, 107-144.
- FAO. 1979. Interim Report of the ACMRR Working Party on the Scientific Basis of Determining Management Measures. Roma, FAO Fisheries Circular, No. 718. 112 pp.
- FAO. 1995. Code of conduct for responsible fisheries. Roma, FAO. 41pp.
- FAO. 2002. El estado mundial de la pesca y la acuicultura. http://www.fao.org/sof/sofia/index_es.htm
- FAO. 2003. The ecosystem approach to fisheries. FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries 4(2), 112 pp. <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/005/y4470e/y4470e00.pdf>
- FAO. 2004. El estado mundial de la pesca y la acuicultura. http://www.fao.org/sof/sofia/index_es.htm
- Farfán, C., Alvarez-Borrego, S. 1992. Zooplankton biomass of the northernmost Gulf of California. *Ciencias Marinas* 18, 17-36.
- Farrow, S. 1996. Marine protected areas: emerging economics. *Marine Policy* 20(6), 439-446.
- Field, J.C., Francis, R.C., Strom, A. 2001. Toward a fisheries ecosystem plan for the northern California current. *CalCOFI Report* 42, 74-87.
- Findley, L.T., Nava, J.M., Torre, J. 1996. Hábitos alimenticios de la vaquita, *Phocoena sinus*. Resumen in XXI Reunión Internacional para el Estudio de los Mamíferos Marinos. Chetumal, Quintana Roo.
- FISHBASE: Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2006. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org
- Fitch, J.E., Lavenberg, R.J. 1975. Tidepool and nearshore fishes of California. California Natural History Guides 38. University of California Press, Berkeley and Los Angeles, California. 156pp.
- Flanagan, C.A., Hendrickson, R. 1976. Observations on the commercial fishery and reproductive biology of the totoaba, *Cynoscion macdonaldi*, in the northern Gulf of California. *Fisheries Bulletin* 74, 531-544.

- Flint, R.W., Rabalais, N.N. 1981. Ecosystem characteristics. En. Environmental studies of a marine ecosystem, South Texas, outer continental shelf. Flint, R.W., Rabalais, N.N. (Editores) University of Texas Press, Austin, Texas. 193-156.
- Funtowicz, S.O., Ravetz, J.R. 1990. Uncertainty and Quality in Science for Policy. Kluwer, Dordrecht.
- Gallo Reynoso, J.P. 2004. La vaquita marina y su hábitat crítico en el Alto Golfo de California. Manuscrito, INE. www.ine.gob.mx
- Galván-Magaña, F., Nienhuis, J.H. 1989. Seasonal abundance and feeding habits of sharks of the lower Gulf of California, Mexico. *California Fish and Game* 75, 74-84.
- Galván-Piña, V.H. 2005. Impacto de la pesca en la estructura, función y productividad del ecosistema de la Plataforma Continental de las costas de Jalisco y Colima, México. Tesis de Doctorado, CICIMAR-IPN, La Paz BCS, México. 121pp.
- García-Rodríguez, F. J. 1999. Cambios espaciales y estacionales en la estructura trófica y consumo del lobo marino de California *Zalophus californianus*, en la región de las grandes islas, Golfo de California. Tesis de Maestría CICIMAR-IPN, La Paz BCS, México. 85 pp
- García, S. M., Cochrane, K. L. 2005. Ecosystem approach to fisheries: a review of implementation guidelines. *ICES Journal of Marine Science* 62, 311-318.
- García, S. M., Zerbi, A., Aliaume, C., Do Chi, T., Lasserre, G. 2003. The ecosystem approach to fisheries: issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. *FAO Technical Paper* 443. 71 pp.
- García-Gómez, G. 2000. Análisis del papel de los tiburones en el ecosistema y su respuesta ante la explotación. Tesis de Maestría CICIMAR-IPN, La Paz BCS, México. 109pp.
- Gasalla, M.A., Rossi, C. 2004. Contribution of ecosystem analysis to investigate the effects of changes in fishing strategies in the South Brazil Bight coastal ecosystem. *Ecological Modelling* 172, 283-306.
- Gerrodette, T., Fleischer, L.A., Pérez-Cortés, H., Villa-Ramírez, B. 1995. Distribution of the Vaquita, *Phocoena sinus*, based on sightings from systematic surveys. En: Biology of the Phocoenids. Bjørge, A. Donovan, G. P. (Editores). International Whaling Commission, Cambridge, U.K. 273-281.
- Godínez-Plascencia, J. A., Vázquez-León, C. I., Martínez, E., Romo-Zuñiga, S., Vargas, E. P. 1994. Evaluación socioeconómica del sector pesquero del Alto Golfo de California. Comité Técnico para la Preservación de la Vaquita Marina. COLEF, Tijuana, B.C.

- Gómez-Pompa, A., Dirzo, R. 1995. Reservas de la biosfera y otras áreas naturales protegidas de México. INE-CONABIO. 67 p.
- Gorostieta-Monjaraz, M. 2001. Dinámica de la estructura trófica del ecosistema de Bahía Concepción, B.C.S. Mexico. Tesis de Maestría CICIMAR-IPN, La Paz BCS, México. 75pp.
- Guénette, S., Pitcher, T.J., Walters, C. 2000. The potential of marine reserves for the management of northern cod in Newfoundland. *Bulletin of Marine Science* 66, 831-852.
- Hannon, B. 1973. The structure of ecosystems. *Journal of Theoretical Biology* 41, 535-546.
- Hastings, A., Botsford, L.W. 1999. Equivalence in yield from marine reserves and traditional fisheries management. *SCIENCE* 284, 28.
- Hernández-Moreno, L.G. 2000. Aspectos sobre la ecología y biología de las jaibas *Callinectes arcuatus* y *Callinectes bellicosus* (Crustacea: Portunidae) en la Laguna Costera de las Guásimas, Sonora, México. Tesis de Maestría CIBNOR, La Paz, México.
- Heymans, J.J., Shannon, L.J., Jarre, A. 2004. Changes in the northern Benguela ecosystem over three decades: 1970s, 1980s, and 1990s. *Ecological Modelling* 172, 175-196.
- Holland, D.S. 2000. A bio economic model of marine sanctuaries on Georges Bank. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Science* 57, 1307-1319.
- 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.
- IMMA, I.O. 2001. International Marine Mammal Association. <http://www.imma.org>
- INP-CONAPESCA, 2006. Plan de manejo para la pesquería de camarón en el litoral del océano pacífico mexicano. Manuscrito, 76pp.
- Jamienson, G.S. Levings, O.L. 2001. Marine protected areas in Canada — implications for both conservation and fisheries management. *Canadian Journal Fisheries Aquatic Science* 58(1): 138-156.
- Jaramillo-Legorreta, A., Rojas-Bracho, L. Gerrodette, T. 1999. A new estimate for vaquitas: First step for recovery. *Marine Mammal Science* 15(4), 957-973.
- Kay, J., Regier, H., Boyle, M., Francis, G. 1999. An ecosystem approach for sustainability: addressing the challenge of complexity. *Futures* 31, 721-742.
- Lackey, R.T. 1999. Seven pillars of ecosystem management. *Landscape and Urban Planning* 40(1/3), 21-30.

- Lavin, M. 1999. On how the Colorado River affected the hydrography of the Upper Gulf of California. *Continental Shelf Research* 19, 1545-1560.
- Lavin, M., Godínez, V.M., Alvarez, L.G. 1998. Inverse-estuarine features of the Upper Gulf of California. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 47, 769-795.
- Lavin, M.F., Durazo, R., Palacios, E., Argote, M.L., Carrillo, L., 1997. Lagrangian observations of the circulation in the Northern Gulf of California. *Journal of Physical Oceanography* 27, 2298–2305.
- Leibold, M.A. 1989. Resource edibility and the effects of predators and productivity on the outcome of trophic interactions. *American Naturalist* 134, 922-949.
- Leontief, W.W. 1951. The structure of the U.S. economy. 2nd ed. Oxford University Press, New York.
- Lindeman, R. L. 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. *Ecology* 23, 399-418.
- Littler, M.M., Littler, D.S. 1981. Intertidal macrophyte communities from Pacific Baja California and the upper Gulf of California: relatively constant vs. environmentally fluctuating systems. *Marine Ecology Progress Series* 4, 145-58.
- Longhurst, A. 1983. Benthic-pelagic coupling and export of organic carbon from a tropical Atlantic continental shelf – Sierra Leone. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 17, 261-285.
- López Martínez, J. 2000. Dinámica de la pesquería de camarón café (*Penaeus californiensis*) en el litoral sonorense y su relación con algunos parámetros océano-atmosféricos. 160. 2000. Tesis de Doctorado, CICIMAR-IPN, La Paz BCS, México. 160pp.
- López-Martínez, J., Salinas-Zavala, C.A., Muhlia-Melo, A., Morales-Azpeitia, R., and Alcántara-Razo, E. 1997. Evaluación del potencial pesquero del camarón de roca, cacahuete o japonés *Sicyonia* spp en el litoral sonorense. Informe Final presentado a la SEMARNAP. CIBNOR. S.C. Guaymas, Sonora, México. 48pp
- Lozano, H. 2003. Historical modeling of the Upper Gulf of California, Mexico: following a century of change. Research Proposal submitted to the PhD Program in Zoology, University of British Columbia, Canadá (manuscripto). 33pp.
- Manickchand-Heileman, S., Arreguín-Sánchez, F., Lara-Domínguez, A., Soto, L.A. 1998a. Energy flow and network analysis of Terminos Lagoon, SW Gulf of Mexico. *Journal of Fish Biology* 53 (A), 179-197.

- Manickchand-Heileman, S., Soto, L.A., Escobar, E. 1998b. A preliminary trophic model of the continental shelf, South-western Gulf of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 46, 885-899.
- Manickchand-Heileman, S., Mendoza-Hill, J. Lum Kong, A., Arocha, F. 2004. A trophic model for exploring possible ecosystem impacts of fishing in the Gulf of Paria, between Venezuela and Trinidad. *Ecological Modelling* 172, 307-322.
- Mantua, N.J., Hare, S.R., Zhang, Y. Wallace, J.M. and Francis, R.C. 1997. A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production. *Bulletin American Meteorological Society* 78, 1069-1079.
- Mellink, E., Palacios, E., González, S. 1997. Non-breeding waterbirds of the delta of the Rio Colorado, México. *Journal of Field Ornithology* 68, 113-123.
- Millán-Núñez, R., Santamaria-del-Angel, E., Cajal-Medrano, R., Alcides, O.A. 1999. The Colorado river Delta: a high primary productivity ecosystem. *Ciencias Marinas* 25, 509-524.
- Montgomery, D. C., Peck, E. A. 1982. Introduction to Linear Regression Analysis, John Wiley & Sons, New York.
- Morales-Zárate, M. V. 2001. Modelo ecológico de flujos de biomasa en la región norte del Golfo de California. Tesis de Maestría CIBNOR, La Paz BCS, México. 78 pp.
- Morales-Zárate, M. V., Arreguín-Sánchez, F., López-Martínez, J., Lluch-Cota, S. E. 2004. Ecosystem trophic structure and energy flux in the Northern Gulf of California, Mexico. *Ecological Modelling* 174, 331-345.
- Murawski, S. A. 2000. Definitions of overfishing from an ecosystem perspective. *ICES Journal of Marine Science* 57, 649-658.
- Murray, S.N., Hixon, M.A., Lubchenco, J., Mangel, M., MacCall, A., McArdle, D.A., Ogden, J.C., Roughgarden, J., Starr, R.M., Tegner, M.J., Yoklavich, M.M., Ambrose, R.F., Bohnsack, J.A., Botsford, L.W., Carr, M.H., Davis, G.E., Dayton, P.K., Gotshall, D., Gunderson, D.R. 1999. No-take Reserve Networks: Sustaining Fishery Populations and Marine Ecosystems. *Fisheries* 20 (11) 11-24.
- Naylor, T.H., Finger, J.M. 1967. Verification of computer simulation models. *Management Science* 14 (2), 92-101.
- Nelson, E., Ramírez, P., Arenas, F., Jacquemine, P., Prado de, S., Solis, N. 1980. Evaluación de los recursos demersales accesibles a redes de arrastre de fondo en el Golfo de California

- (Mar de Cortés), México durante 1979. PNUD/FAO. Programa de Investigación y Desarrollo Pesquero Integrado, México. 142 pp.
- NRC, 2001. Marine protected areas: tools for sustaining ocean ecosystems. National Academy Press, Washington. 272 pp.
- Odum, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 104, 262-270.
- Odum, E.P. 1971. Fundamentals of ecology. W.B. Saunders Co, Philadelphia. 574pp.
- Odum, W. E., Heald, E. J. 1975. The detritus-based food web of an estuarine mangrove community. En: Estuarine Research, 1. Cronin, L. E. (Editor). Academic Press, New York.
- Okey, T.A., Banks, S., Born, A.E., Bustamante, R.H., Calvopiña, M. Edgar, G.J., Espinoza, E. Fariña, J.M., Garske, L.E., Reck, G.K., Salazar, S., Shepherd, S. Toral-Granda, V. Wallem, P. 2004. A trophic model of a Galápagos subtidal rocky reef for evaluating fisheries and conservation strategies. *Ecological Modelling* 172, 383-402.
- Opitz, S. 1993. A quantitative model of the trophic interactions in a Caribbean coral reef ecosystem. En: Christensen, V., Pauly, D. (Editores), Trophic models of aquatic ecosystems, International Center for Living Aquatic Resources Management. Conference Proceedings 26, Manila, Filipinas, 259-267.
- Ortiz, I. 2002. Impacts of fishing and habitat alteration on the population dynamics of the vaquita, (*Phocoena sinus*). Tesis de Maestría, University of Washington, EEUU. 72pp.
- Pace, M.L., Glasse, G.E., Pomeroy, L.R., 1984. A simulation analysis of continental shelf food webs. *Marine Biology* 82, 47-63.
- Pauly, D. 1978 A preliminary compilation of fish length growth parameters. Ber.Inst.Meereskd.Christian-Alberechts-Univ.Kiel 55:1-200.
- Pauly, D., Christensen, V. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature* 374, 255-257.
- Pauly, D., Soriano-Bartz, M. Palomares, M.L. 1993. Improved construction, parametrization and interpretation of steady-state ecosystem models. En: Christensen, V., Pauly, D. (Editores), Trophic models of aquatic ecosystems, International Center for Living Aquatic Resources Management. Conference Proceedings 26, Manila, Filipinas, 1-13.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres, F. 1998. Fishing down marine food webs. *SCIENCE* 279, 860-863.
- Pauly, D., Christensen, V., Walters, C. 2000. Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystems impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Sciences* 57, 697-706.

- Pedrín, O., Aleman, L. 1998. Atlas pesquero de la fauna de acompañamiento de camarón del alto Golfo de California. SEMARNAP-INP, Ensenada. 78pp.
- Pérez-Cortés, H., Silber, G.K., Villa-Ramírez, B. 1995. Alimentación y hábitos alimentarios de la vaquita, *Phocoena sinus*. Resumen in XX Reunión Internacional para el Estudio de los Mamíferos Marinos. La paz, B.C.S. 18 a 22 de Abril.
- Pérez-España, H., Arreguín-Sánchez, F. 1999. A measure of ecosystem maturity. *Ecological Modelling* 2, 129-135.
- Pérez-España, H., Arreguín-Sánchez, F. 2001. An inverse relationship between maturity and stability. *Ecological Modelling* 145, 189-196.
- Pérez-Mellado, J., Findley, L. T. 1985. Evaluación de la ictiofauna del camarón capturado en las costas de Sonora y norte de Sinaloa. México, Cap. 5:201-254. En: Recursos pesqueros potenciales de México: La pesca acompañante del camarón. Yanies-Arancibia, A. (Editor) I.N.P., UNAM, México D.F., 748 pp.
- Pianka, E. R. 1973. The structure of lizard communities. *Annual Review Ecology and Systematics* 4, 53-74.
- Pimm, S. 1992. Nature Reserves: Island Theory and Conservation Practice. *Quarterly Review of Biology* 67 (1), 72-73.
- Pinnegar, J.K., Polunin, N.V.C. 2004. Predicting indirect effects of fishing in Mediterranean rocky littoral communities using a dynamic simulation model. *Ecological Modelling* 172, 249-268.
- Pitcher, T.J., Buchary E.A. 2002. Spatial Simulations of Hong Kong's Marine Ecosystem: Ecological and Economic Forecasting of Marine Protected Areas with Human-Made Reefs. Fisheries Centre Research Reports Volume 10 Number 3. 75pp.
- Polovina, J.J. 1984. Model of a coral reef ecosystem: Part I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reef* 3, 1-11.
- Polovina, J.J., Ow, M.D. 1983. ECOPATH: a user's manual and programming listing. National Marine Fisheries Service, NOAA, Honolulu, Hawaii, Administrative Report. H-83-23. 46 pp.
- Polunin, N.V.C., Roberts, C.M. 1993. Greater biomass and value of target coral-reef fishes in two small Caribbean marine reserves. *Marine Ecology Progress Series* 100, 167-176.
- Power, M. 1993. The predictive validation of ecological and environmental models. *Ecological Modelling* 68, 33-50.

- Ramírez Rodríguez, M., Hernández Herrera, A. 1999. SIMAVI Sistema automatizado para el manejo de avisos de arribo. CICIMAR IPN, MEXICO. 26p
- Rice, J. 1995. Food web theory, marine food webs and climate change may do to northern marine fish populations. EN: Climate change and northern marine fish populations. Beamish, R.J. (Editor). *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Science* 121, 561-568.
- Rijnsdorp, A.D., Pastoors, M.A. 1995. Modelling the spatial dynamics and fisheries of North Sea plaice (*Pleuronectes platessa* L.) based on tagging data. *ICES Journal of Marine Science* 52 (6) 963-980.
- Roberts , C.M., Hawkins, J.P. 2000. Reservas marinas totalmente protegidas: una guía. Campaña Mares en Peligro del WWF, 1250 24th Street, NW, Washington, DC 20037, EE.UU. y Environment Department, University of York, York, Reino Unido.
- Roberts, C.M., Polunin, N.V.C. 1993. Marine reserves: simple solutions to managing complex fisheries? *Ambio* 22, 363-368.
- Rojas Bracho, L. & Jaramillo Legorreta, A. 2005 Todo lo que quería saber de la vaquita y no había a quién preguntarle... Instituto Nacional de Ecología, 15 pp. http://www.ine.gob.mx/dgoece/con_eco/vaquita.html
- Román-Rodríguez, M.J. 1990. Alimentación de *Totoaba macdonaldi* (GILBERT) (PISCES: SCIAENIDAE) en la parte norte del Alto Golfo de California. *Ecológica* 1(2), 1-9.
- Rosado-Solórzano, R.Guzmán del Prío, S.A. 1998. Preliminary trophic structure model for Tampamachoco lagoon, Veracruz, Mexico. *Ecological modeling* 109, 141-154.
- Rutledge, R.W.B. Basorre, B.L., Mulholland, R.J. 1976. Ecological stability an information theory viewpoint. *Journal Theoretical Biology* 57, 355-371.
- SAGARPA, 2004. Inicio de la temporada de veda 2004 para la pesquería de camarón del Océano Pacífico mexicano. Informe de investigación. 34pp.
- SAGARPA, 2002. Pesquería de camarón en el pacífico mexicano durante la Temporada 2001-2002 y criterios para el inicio de la veda en Aguas protegidas y marinas. Dictamen Técnico. 27pp
- Sainsbury, K.J., R.A. Campbell, R. Lindholm, and A.W. Whitelaw. 1997. Experimental management of an Australian multispecies fishery: Examining the possibility of trawl induced habitat modification. En: Global Trends: Fisheries Management, Pickett, E.K., Huppert, D.D., Sissenwine, M.P. (Editores). American Fisheries Society, Symposium 20, Bethesda, USA.

- Salomon, A.K., Waller, N.P., McIlhagga, C. Yung, R.L. 2002. Modeling the trophic effects of marine protected area zoning policies: A case study. *Aquatic Ecology* 36, 85-95.
- Santamaría del Angel, E., Alvarez Borrego, S., Müller Karger, F. 1994, Gulf of California biogeographic regions based on coastal zone color scanner imagery. *Journal Geophysical Research* 99(C4), 7411-7422.
- Schneider, E.D., Kay, J.J. 1994. Life as a manifestation of the second law of thermodynamics. *Mathematical and Computer Modelling* 19 (6-8), 25-48.
- Scholten, H. Van der Tol, M. 1994. Quantitative validation of deterministic models: when is a model acceptable? *Proceedings of the Summer Computer Simulation Conference, San Diego*, 404-409.
- SEMARNAT-SAGARPA-WWF. 2005. BOLETÍN DE PRENSA 16 de diciembre de 2005. Buscan evitar extinción de la Vaquita. Analizan medidas gobierno, ONGs, sector empresarial y expertos. 3pp
- Shannon, L.J., Cury, P.M., Jarre, A. 2000. Modelling the effects of fishing in the southern Benguela ecosystem. *ICES Journal of Marine Science* 57, 720-722.
- Shannon, L.J., Field, J.G. Moloney, C.L.. 2004. Simulating anchovy-sardine regime shifts in the southern Benguela ecosystem. *Ecological Modelling* 172, 269-281.
- Silber, G.K., Newcomer, M.W., Silber, P.C., Pérez-Cortés, H. 1994. Cetaceans of the northern Gulf of California: Distribution, occurrence, and relative abundance. *Marine Mammal Science* 10(33) 283-298.
- Smayda, T.J. 1966. A quantitative analysis of the phytoplankton of the Gulf of Panamá. *Bulletin of the Interamerican Tropical Tuna Commission* 11, 355-612.
- Smith, R.D., Maltby, E. 2003. Using the Ecosystem Approach to Implement the Convention on Biological Diversity: Key Issues and Case Studies. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 118pp.
- Snee, R.D. 1977. Validation of regression models: Methods and examples. *Technometrics* 19(4), 415-428.
- Sparre, P., Venema, S.C. 1995. Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales. *FAO Documento Técnico de Pesca* 306, 177-185.
- Steward, J.G., Norris, J.N. 1981. Gelidiacea (Rhodophyta) from the northern Gulf of California, Mexico. *Phycologia* 20(3), 273-287.

- Sumaila, U.R., Guénette S., Alder J., Chuenpagdee R. 2000. Addressing ecosystem effects of fishing using marine protected areas. *ICES Journal of Marine Sciences* 57, 752-760.
- Theronx, R., Wigley, R. 1998. Quantitative composition and distribution of macrobenthic invertebrates fauna of the continental shelf ecosystems of the northeastern United States. USA , 68pp.
- Trites, A.W., Christensen, V., Pauly, D. 1997. Competition Between Fisheries and Marine Mammals for Prey and Primary Production in the Pacific Ocean. *J. North. Atl. Fish. Sci.* 22, 173-187.
- Tudela, S. 2003. The pair %PPR and TLfishery: a possible composite indicator of ecosystem impact aligned with a holistic vision of the ecosystem-based fisheries management approach. Workshop on Sustainability Indicators in Fisheries, Dakar, April 2003.
- Tudela, S., Coll, M., Palomera, I. 2005. Developing an operational reference framework for fisheries management on the basis of a two-dimensional index of ecosystem impact. *ICES Journal of Marine Science* 62, 585-591.
- Ulanowicz, R. E. 1986. Growth and Development: Ecosystems Phenomenology. Springer, New York. 203 pp.
- Ulanowicz, R.E. 1995. The part-whole relation in ecosystems, p. 549-560. EN: B.C. Patten and S.E. J rgensen (Editores.) Complex ecology. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- Ulanowicz, R.E. 1997. Ecology, the ascendent perspective. Columbia University Press, NY. 201 pp.
- Ulanowicz, R.E. 2004. On the nature of ecodynamics. *Ecological Complexity* 1, 341-354.
- Ulanowicz, R.E., Puccia, C.J. 1990. Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses* 5, 7-16.
- Underwood, A. J.1994.On Beyond BACI: Sampling Designs that Might Reliably Detect Environmental Disturbances. *Ecological Applications* 4 (1), 3-15.
- Van Andel, T.H. 1964. Recent marine sediments of the Gulf of California. In: Van andel, T.J., shor, G.G. (Eds), Marine Geology of the Gulf of California: A symposium. *Am. Assoc. Pet. Geol. Mem.* 3, 216-310.
- Van Horn, R.L. 1971. Validation of simulation results. *Management Science* 17, 247-258.
- Vasconcellos, M., Gasalla, M.A. 2001. Fisheries catches en the carrying capacity of marine ecosystems of South Brazil. *Fisheries Research* 50, 279-295.

- Vega-Candejas, M. E., Arreguín-Sánchez, F. 2001. Energy fluxes in a mangrove ecosystem from a coastal lagoon in Yucatan, Mexico. *Ecological Modelling* 137, 119-133.
- Wallace, S. S. 1999. Fisheries impacts on marine ecosystems and biological diversity: The role for marine protected areas in British Columbia. Tesis de Doctorado. University of British Columbia Canadá. 198 pp.
- Walsh, J.J. 1981. A carbon budget for overfishing off Peru. *Nature* 290, 200-304.
- Walsh, J.J. 1983. Death in the sea: enigmatic phytoplankton loses. *Progress in Oceanography* 12, 1-86.
- Walters, C. 1986. Adaptive management of renewable resources. Macmillan Publishing Company, New York.
- Walters, C. 2000. Impacts of dispersal, ecological interactions, and fishing effort dynamics on efficacy of marine protected areas: How large should protected areas be? *Bulletin of Marine Science* 66(3), 745-757.
- Walters, C., Christensen, V., Pauly, D. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass balance assessments. *Review in Fish Biology and Fisheries* 7, 139-172.
- Walters, C., Martell, S. 2003. Harvest management for aquatic ecosystems. Princeton Univ. Press (en prensa).
- Walters, C., Pauly D., Christensen V. 1999. ECOSPACE: prediction of mesoscale spatial patterns in trophic relationships of exploited ecosystems, with emphasis on the impacts of marine protected areas. *Ecosystems* 2, 539-554.
- Wootton, J.T. 1994. The Nature and Consequences of Indirect Effects in Ecological Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 25, 443-466.
- Wulff, F., Field, J.G. Mann, K.H. 1989. The need to analyze ecological networks. En: Network analysis in marine ecology. Wulff, F., Field, J.G., Mann, K.H. (Editores) Springer-Verlag Heidelberg. 3-14.
- WWF. 2004. Prioridades de conservación para el Golfo de California. México, 71pp.
- Zetina Rejón, M. J. 1999. Influencia de la pesca de camarón en la estructura del ecosistema lagunar Huizache-Caimanero, Sinaloa, México. Tesis de Maestría. CICIMAR-IPN, México. 93 p.

- Zetina-Rejón, M. 2004. Efectos de la pesca en ecosistemas inter-dependientes: Laguna de Términos y Sonda de Campeche, México. Tesis Doctorado, CICIMAR-IPN, La Paz BCS, México, 91 pp.
- Zetina-Rejón, M. J., Arreguín-Sánchez, F., Chávez, E.A. 2001. Using an ecosystem modeling approach to assess the management of a Mexican coastal lagoon ecosystem. *CalCOFI Report* 42, 88-96.
- Zetina-Rejón, M., F. Arreguín-Sánchez, E. A. Chávez. 2003. Trophic structure and flows of energy in the Huizache-Caimanero lagoon complex on the Pacific coast of Mexico. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 57, 803-815.
- Zetina-Rejón, M. J., Arreguín-Sánchez, F., Chávez, E.A. 2004. Exploration of harvesting strategies for the management of a Mexican coastal lagoon fishery. *Ecological Modelling* 172, 361-372.
- Ziegler, B.P. 1976. Theory of modelling and simulation. John Wiley and Sons, New York. 435pp.
- Zucceta, M., Libralato, S. Granzotto, A., Pranovi, F., Raicevich, S., Torricelli, P.2003. Modelling approach for the evaluation of the efficacy of MPA in the Northern Adriatic Sea. *Proceedings of the Sixth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, Ravenna, Italy*, 433-443.

Anexos

Anexo 1. Matriz de dietas inicial del modelo trófico balanceado del ecosistema del NGC.

Presa \ Depredator	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	29	30	31			
Elasmobranchi TIB	0.01	0.02		0.046	0.02																													
Zalophus c.	0.0002				1E-05																													
Totoaba m. AD	1E-04	1E-04			1E-05	0.0001									2E-06																			
Aves marinas	9E-07																																	
Odontoceti	0.002				1E-05																													
Phocoena s.	1E-06																																	
Totoaba m. JU	1E-06				1E-06	0.001					1E-05																							
Merluccidae	0.015		0.02	9E-04	0.005	0.001									9E-06								1E-04											
Mysticeti	1E-04				1E-04																													
Aves costeras	9E-07																																	
Sciaenidae	0.122	0.046	0.1	0.046	0.022	0.111	0.159				0.013	0.006			9E-05																			
Rhinobatidae	0.005		0.059		0.005						0.001	0.036			9E-05	0.001																0.014		
Serranidae	0.002		0.002		1E-04	0.101																												
Elasmobranchi RAY	0.005				0.005	0.02					0.041	0.105	0.061	0.003	0.005							0.012										0.025		
Otros peces	0.405	0.401	0.125	0.186	0.207	0.163	0.017	0.283			0.249	0.159	0.18	0.07	0.019	0.029						0.06	0.036											
Haemulidae	0.005	0.01	0.1	0.093	0.001	0.018						0.005	0.006		9E-04																		0.006	
Sicyonia p.			0.077				0.004	0.013				0.001	0.033	0.001	9E-05	0.001						1E-03		0.001	0.006									
Pelágicos menores	0.222	0.23	0.346	0.321	0.205	0.186	0.778	0.154	0.249		0.01				0.185																			
Lytopenaeus s. JU									0.005	0.01	0.001				9E-04	0.006		0.005			5E-04	0.01	0.001	0.005	0.021							0.052		
Farfantepenaeus c. JU								0.021	0.005	0.01	0.001				9E-04	0.006					5E-04	0.01	0.001	0.005	0.011							0.001		
Cephalopoda	0.02	0.07	0.096	0.093	0.322	0.102	7E-04		0.01		0.046				0.044	0.002					0.112	0.001	0.116											
Peces planos	0.005	0.005	0.005	0.005							0.001	0.001	0.002	0.001	0.002							0.001												
Myctophidae	0.177	0.12	0.001		0.195	0.143		0.321	0.103		0.041				9E-04								0.116											
Mojarras	0.005	0.098	0.041	0.093	0.01	0.094					0.005	0.004	0.009		0.005							0.001												
Callinectes sp				0.046			0.029			0.098	0.005	0.1	0.022	0.001	9E-06																		0.008	
Polychaeta				0.046				0.068	0.063	0.294	0.08	0.174	0.061	0.22	0.089	0.212	0.241					0.156		0.275	0.088	0.159	0.125	0.156	0.086	0.298				
Stomatopoda				0.005			0.004			0.098	0.003	0.025	0.05	0.001	9E-04									0.01	0.011		0.001							
Lytopenaeus s. AD			0.018	0.009	0.001	0.03	0.004	0.01	0.005	0.098	0.02	0.012	0.026	0.01	9E-04	0.01						0.005		0.002	0.011		0.006							
Inv. bentónicos								0.032	0.207	0.196	0.312	0.217	0.27	0.423	0.087	0.184	0.347					0.364		0.138	0.211	0.101	0.442	0.333	0.053	0.214				
Farfantepenaeus c. AD			0.01	0.009	0.001	0.03	0.004	1E-03	0.005	0.098	0.005		0.012	0.005	9E-06	0.01						1E-04		0.002	0.001		0.006							
Zooplankton								0.097	0.348	0.098					0.21	0.009	0.121	0.518	0.7	0.7	0.49	0.001	0.352		0.112	0.283	0.012	0.119	0.177	0.102	0.2			
Fitoplancton															0.113	0.051	0.477		0.2	0.2	0.36		0.377		0.202	0.155	0.041	0.119	0.24	0.083	0.7			
Macrofitas												0.225	0.032	0.159	0.323	0.023		0.05	0.05		0.01		0.187	0.093	0.047	0.007	0.034	0.127	0.017					
Detritus												0.16	0.203		0.233	0.083	0.199	0.216	0.05	0.05	0.037	0.368		0.375	0.224	0.255	0.262	0.24	0.317	0.286	0.1			

Anexo 2. Características básicas de los modelos de diversos sistemas tropicales y templados utilizados como referencia para poner en contexto la descripción del ecosistema del NGC.

PAÍS	ECOSISTEMA / OCÉANO	AÑO	LAT.	P	GRUP.	REFERENCIAS
Genérico					37	www.ecopath.org
Ecuador	Islas Galápagos / Pacífico	2001	0	0.563	43	www.ecopath.org
Guinea	Plataforma continental / Atlántico	1998	9-10	0.488	44	www.ecopath.org
Australia	Puerto, plataforma continental / Índico		12	0.375	21	www.ecopath.org
Namibia	Plataforma continental, surgencia de Benguela / Atlántico	70	15-29		17	Heymans, 2004
Namibia	Plataforma continental, surgencia de Benguela / Atlántico	80	15-29		17	Heymans, 2004
Namibia	Plataforma continental, surgencia de Benguela / Atlántico	90	15-29		17	Heymans, 2004
Mauritania	Plataforma continental, / Atlántico	1998	16-20	0.537	38	www.ecopath.org
Islas Vírgenes	Islas, arrecife de coral / Atlántico		18	0.463	50	www.ecopath.org
México	Laguna costera (Términos) / Atlántico	80-90	18		20	Manickchand-Heileman et al, 1998
México	Plataforma continental, Golfo de México / Atlántico	80-90	18-20		19	Manickchand-Heileman et al, 1998
México	Laguna costera (Celestún) / Atlántico	80-90	20		19	Vega Candejas & Arreguín Sánchez, 2001
México	Laguna costera (Tampamachoco) / Atlántico	80	21		20	Rosado-Solórzano & Guzmán del Prío, 1998
México	Laguna costera (Huizache Caimanero) / Pacífico	80-90	23	0.75	26	Zetina Rejón et al, 2003
México	Plataforma continental, Centro Golfo de California / Pacífico	80-90	25-28		28	Arreguín Sánchez et al, 2002
USA	Plataforma continental, Golfo de México / Atlántico	2000	26		59	Okey et al, 2004
México	Plataforma continental, Norte Golfo de California / Pacífico	70-80	29-32		29	Morales Zárate et al, 2004
Australia	Plataforma continental / Índico		30	0.355	41	www.ecopath.org
Marruecos	Plataforma continental / Atlántico	1984	30-35	0.382	38	www.ecopath.org
USA	Plataforma continental / Atlántico		34		42	www.ecopath.org
Portugal	Islas Azores / Atlántico	1997	39	0.408	44	www.ecopath.org
Italia	Laguna costera / Mediterráneo	94	42		12	Brando et al, 2004
Italia	Laguna costera / Mediterráneo	96	42		12	Brando et al, 2004
Canadá	Plataforma continental, Golfo de St. Lawrence / Atlántico		44		30	www.ecopath.org
Francia	Plataforma continental, Golfo de Vizcaya / Atlántico	1998	44	0.338	35	www.ecopath.org
España	Plataforma continental, Mar Cantábrico / Atlántico	90	44		28	Sánchez & Olaso, 2004

LAT: latitud; P: índice de pedigrí; GRUP: número de grupos funcionales incluidos en el modelo.

Cabe mencionar, que si bien la base de datos de modelos Ecopath elaborada e efectos comparativos tiene una amplia representatividad de tipos de ecosistemas, la misma no es exhaustiva, por lo que podría presentar algún sesgo no identificado en la caracterización promedio.

Anexo 3. Compilación de valores del cociente R/B, para 13 grupos funcionales de los ecosistemas descritos en el Anexo 2.

GRUPO	R/B	ECOSISTEMA / OCÉANO	
Aves	31.5	Canadá	Golfo de St. Lawrence / Atlántico
Aves	36.7	México	Norte Golfo de California / Pacífico
Aves	37.2	Islas Vírgenes	Islas, arrecife de coral / Atlántico
Aves	41.7	Marruecos	Plataforma continental / Atlántico
Aves	50.6	Australia	Puerto, plataforma continental / Índico
Aves	63.0	Australia	Plataforma continental / Índico
Aves	63.3	Francia	Golfo de Vizcaya / Atlántico
Aves	63.9	USA	Plataforma continental / Atlántico
Aves	68.2	Guinea	Plataforma continental / Atlántico
Aves	68.4	Ecuador	Islas Galápagos / Pacífico
Aves	75.1	Marruecos	Plataforma continental / Atlántico
Aves	84.4	Portugal	Islas Azores / Atlántico
Aves	86.0	México	Centro Golfo de California / Pacífico
Aves	94.5	Namibia	Surgencia / Atlántico
Aves	143.6	USA	Golfo de México / Atlántico
Camarones	4.3	México	Norte Golfo de California / Pacífico
Camarones	4.4	Australia	Plataforma continental / Índico
Camarones	5.1	USA	Golfo de México / Atlántico
Camarones	5.4	México	Laguna Huizache-Caimanero / Pacífico
Camarones	6.3	Francia	Golfo de Vizcaya / Atlántico
Camarones	6.4	Portugal	Islas Azores / Atlántico
Camarones	7.4	Marruecos	Plataforma continental / Atlántico
Camarones	8.7	Ecuador	Islas Galápagos / Pacífico
Camarones	9.3	Canadá	Golfo de St. Lawrence / Atlántico
Camarones	9.8	México	Laguna de Términos / Atlántico
Camarones	10.3	USA	Plataforma continental / Atlántico
Camarones	10.5	Guinea	Plataforma continental / Atlántico
Camarones	10.5	Islas Vírgenes	Islas, arrecife de coral / Atlántico
Camarones	12.2	Australia	Puerto, plataforma continental / Índico
Camarones	13.3	Marruecos	Plataforma continental / Atlántico
Camarones	14.3	México	Centro Golfo de California / Pacífico
Camarones	22.7	USA	Golfo de México / Atlántico
Cephalopoda	16.1	México	Centro Golfo de California / Pacífico
Cephalopoda	3.9	Francia	Golfo de Vizcaya / Atlántico
Cephalopoda	4.8	Portugal	Islas Azores / Atlántico
Cephalopoda	4.9	México	Norte Golfo de California / Pacífico
Cephalopoda	5.4	Australia	Plataforma continental / Índico
Cephalopoda	5.5	Guinea	Plataforma continental / Atlántico
Cephalopoda	7.9	Islas Vírgenes	Islas, arrecife de coral / Atlántico
Cephalopoda	8.9	Marruecos	Plataforma continental / Atlántico
Cephalopoda	24.0	USA	Plataforma continental / Atlántico
Cephalopoda	24.7	USA	Golfo de México / Atlántico
Cephalopoda	27.3	USA	Golfo de México / Atlántico
Cephalopoda	46.3	Namibia	Surgencia / Atlántico
Cetacea	5.4	Namibia	Surgencia / Atlántico
Cetacea	6.6	Francia	Golfo de Vizcaya / Atlántico

Cetacea	6.7	Guinea	Plataforma continental / Atlántico
Cetacea	7.0	Canadá	Golfo de St. Lawrence / Atlántico
Cetacea	7.1	Marruecos	Plataforma continental / Atlántico
Cetacea	7.2	Portugal	Islas Azores / Atlántico
Cetacea	9.1	Marruecos	Plataforma continental / Atlántico
Cetacea	10.4	Australia	Plataforma continental / Índico
Cetacea	13.1	Ecuador	Islas Galápagos / Pacífico
Cetacea	15.3	México	Norte Golfo de California / Pacífico
Cetacea	21.5	USA	Plataforma continental / Atlántico
Cetacea	27.1	México	Centro Golfo de California / Pacífico
Cetacea	46.1	USA	Golfo de México / Atlántico
Elasmobranchi RAY	0.8	Canadá	Golfo de St. Lawrence / Atlántico
Elasmobranchi RAY	1.1	Australia	Plataforma continental / Índico
Elasmobranchi RAY	2.5	Islas Vírgenes	Islas, arrecife de coral / Atlántico
Elasmobranchi RAY	2.6	Francia	Golfo de Vizcaya / Atlántico
Elasmobranchi RAY	3.1	Marruecos	Plataforma continental / Atlántico
Elasmobranchi RAY	4.0	Portugal	Islas Azores / Atlántico
Elasmobranchi RAY	4.5	Marruecos	Plataforma continental / Atlántico
Elasmobranchi RAY	6.8	USA	Plataforma continental / Atlántico
Elasmobranchi RAY	7.2	USA	Golfo de México / Atlántico
Elasmobranchi RAY	8.5	México	Norte Golfo de California / Pacífico
Elasmobranchi TIB	0.9	Australia	Plataforma continental / Índico
Elasmobranchi TIB	1.7	Marruecos	Plataforma continental / Atlántico
Elasmobranchi TIB	2.0	Marruecos	Plataforma continental / Atlántico
Elasmobranchi TIB	2.3	México	Norte Golfo de California / Pacífico
Elasmobranchi TIB	2.5	Francia	Golfo de Vizcaya / Atlántico
Elasmobranchi TIB	2.8	USA	Golfo de México / Atlántico
Elasmobranchi TIB	2.9	USA	Plataforma continental / Atlántico
Elasmobranchi TIB	3.6	Portugal	Islas Azores / Atlántico
Elasmobranchi TIB	3.7	Ecuador	Islas Galápagos / Pacífico
Elasmobranchi TIB	4.6	Guinea	Plataforma continental / Atlántico
Elasmobranchi TIB	4.8	Islas Vírgenes	Islas, arrecife de coral / Atlántico
Elasmobranchi TIB	5.0	USA	Golfo de México / Atlántico
Elasmobranchi TIB	9.0	México	Centro Golfo de California / Pacífico
Haemulidae	1.2	México	Laguna Huizache-Caimanero / Pacífico
Haemulidae	7.0	México	Laguna de Términos / Atlántico
Haemulidae	7.1	México	Centro Golfo de California / Pacífico
Haemulidae	9.5	México	Norte Golfo de California / Pacífico
Mojarras	2.5	México	Laguna Huizache-Caimanero / Pacífico
Mojarras	3.7	México	Laguna de Términos / Atlántico
Mojarras	4.0	México	Norte Golfo de California / Pacífico
Mojarras	14.8	USA	Golfo de México / Atlántico
Peces planos	0.8	Canadá	Golfo de St. Lawrence / Atlántico
Peces planos	0.9	México	Laguna Huizache-Caimanero / Pacífico
Peces planos	2.3	Australia	Plataforma continental / Índico
Peces planos	2.4	México	Centro Golfo de California / Pacífico
Peces planos	4.5	Australia	Puerto, plataforma continental / Índico
Peces planos	5.8	México	Norte Golfo de California / Pacífico
Peces planos	7.0	USA	Golfo de México / Atlántico
Peces planos	7.3	USA	Plataforma continental / Atlántico
Peces planos	7.5	Guinea	Plataforma continental / Atlántico
Peces planos	8.7	USA	Golfo de México / Atlántico

Pelágicos menores	2.0	Canadá	Golfo de St. Lawrence / Atlántico
Pelágicos menores	3.2	Portugal	Islas Azores / Atlántico
Pelágicos menores	3.7	México	Laguna Huizache-Caimanero / Pacífico
Pelágicos menores	4.2	USA	Plataforma continental / Atlántico
Pelágicos menores	4.9	Guinea	Plataforma continental / Atlántico
Pelágicos menores	5.4	Australia	Plataforma continental / Índico
Pelágicos menores	5.7	México	Norte Golfo de California / Pacífico
Pelágicos menores	6.1	USA	Golfo de México / Atlántico
Pelágicos menores	6.2	Marruecos	Plataforma continental / Atlántico
Pelágicos menores	6.7	Francia	Golfo de Vizcaya / Atlántico
Pelágicos menores	6.7	México	Laguna de Términos / Atlántico
Pelágicos menores	6.8	Namibia	Surgencia / Atlántico
Pelágicos menores	7.2	México	Centro Golfo de California / Pacífico
Pelágicos menores	7.8	Marruecos	Plataforma continental / Atlántico
Pelágicos menores	10.7	Australia	Puerto, plataforma continental / Índico
Pelágicos menores	18.3	Ecuador	Islas Galápagos / Pacífico
Pelágicos menores	20.4	Islas Vírgenes	Islas, arrecife de coral / Atlántico
Sciaenidae	3.6	México	Centro Golfo de California / Pacífico
Sciaenidae	3.6	México	Laguna Huizache-Caimanero / Pacífico
Sciaenidae	3.8	Marruecos	Plataforma continental / Atlántico
Sciaenidae	3.9	Portugal	Islas Azores / Atlántico
Sciaenidae	4.5	USA	Golfo de México / Atlántico
Sciaenidae	5.4	USA	Plataforma continental / Atlántico
Sciaenidae	6.0	USA	Golfo de México / Atlántico
Sciaenidae	6.9	México	Norte Golfo de California / Pacífico
Sciaenidae	7.2	Ecuador	Islas Galápagos / Pacífico
Serranidae	2.1	México	Norte Golfo de California / Pacífico
Serranidae	5.1	México	Centro Golfo de California / Pacífico
Zooplancton	2.0	Australia	Plataforma continental / Índico
Zooplancton	5.9	USA	Golfo de México / Atlántico
Zooplancton	12.1	Canadá	Golfo de St. Lawrence / Atlántico
Zooplancton	13.0	USA	Plataforma continental / Atlántico
Zooplancton	15.0	Francia	Golfo de Vizcaya / Atlántico
Zooplancton	18.0	Marruecos	Plataforma continental / Atlántico
Zooplancton	19.0	Islas Vírgenes	Islas, arrecife de coral / Atlántico
Zooplancton	24.9	México	Norte Golfo de California / Pacífico
Zooplancton	26.0	Ecuador	Islas Galápagos / Pacífico
Zooplancton	28.1	Marruecos	Plataforma continental / Atlántico
Zooplancton	37.1	Portugal	Islas Azores / Atlántico
Zooplancton	55.0	Guinea	Plataforma continental / Atlántico
Zooplancton	60.0	Australia	Puerto, plataforma continental / Índico
Zooplancton	98.4	Namibia	Surgencia / Atlántico

Anexo 4. Series temporales de captura, esfuerzo y factores forzantes utilizados para la validación del modelo temporal del modelo del NGC.

Año	Captura ¹ C. Azul t	Captura ¹ C. Café t	Captura ² Totoaba t	Biomasa ³ Zalophus t·km ⁻²	Barcos ¹ Industriales	Pangas ⁴	Barcos ⁴ Totoaba	Río Colorado ⁵ hm ³	PDOI ⁶
1960	2552	1257	762		70	12	265	3 098	0.06
1961	2834	1396	1147		70	12	256	2 215	-0.82
1962	2611	1286	834		71	12	248	2 444	-1.16
1963	2787	1373	771		71	12	240	2 477	-0.69
1964	2363	1164	484		72	11	227	2 046	-0.77
1965	2129	1049	314		72	31	214	2 059	-0.31
1966	2900	1429	215		73	35	201	1 919	-0.46
1967	2813	1385	152		72	35	189	1 800	-0.73
1968	2433	1198	112		76	32	171	1 801	-0.40
1969	1977	974	24		96	27	134	1 802	-0.10
1970	2528	1245			90	28		1 798	-0.40
1971	2454	1209			103	28		1 801	-1.29
1972	2056	1012			112	58		1 803	-0.92
1973	1755	865			114	80		1 728	-0.80
1974	2055	1012			119	90		1 782	-0.34
1975	2185	1076			139	131		1 856	-1.10
1976	2408	1186			158	172		1 922	0.01
1977	2267	1116			178	192		1 928	0.23
1978	1994	982		0.015	197	200		1 898	0.24
1979	2350	1157		0.019	217	240		3 907	0.34
1980	2881	1419		0.021	236	272		8 680	0.60
1981	4313	2124		0.022	211	327		2 519	0.92
1982	2531	1247		0.020	212	350		1 911	0.11
1983	2344	1155		0.020	213	398		17 503	1.65
1984	2661	809		0.021	214	418		19 172	0.84
1985	4615	1069		0.022	216	476		14 568	0.45
1986	5410	1214		0.022	216	503		13 339	1.24
1987	7047	680		0.021	219	571		5 735	1.82
1988	5781	941		0.021	218	647		2 875	0.53
1989	7291	289		0.022	218	663		1 961	-0.18
1990	3077	181		0.022	218	669		1 902	-0.36
1991	670	313		0.022	201	676		1 875	-0.42
1992	284	189		0.021	123	673		1 952	0.93
1993	304	262		0.017	145	685		6 405	1.42
1994	547	770		0.022	68	696		1 881	-0.15
1995	1374	880		0.024	103	708		2 112	0.64
1996	1946	1015		0.021	102	719		1 857	0.64
1997	1138	893		0.012	118	731		3 543	1.46
1998	1891	935		0.004	118	742		5 820	0.25
1999	2522	524		0.007	118	754		3 570	-1.06

¹ comp. pers. Luis Calderón, CICESE, 2003; ² Flanagan & Hendrickson, 1976; ³ com. pers. Auriolles Gamboa, CICIMAR, 2005; ⁴ Ortiz, 2002; ⁵ CILA, 2004; ⁶ Mantua et al, 1997