

**MODELO CUALITATIVO DE INDICADORES AMBIENTALES
PARA EL ANALISIS DE ESCENARIOS PESQUEROS:
CASO DE ESTUDIO EL NORTE DEL GOLFO DE CALIFORNIA**



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA
FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS
POSGRADO EN OCEANOGRAFÍA COSTERA

MODELO CUALITATIVO DE INDICADORES AMBIENTALES
PARA EL ANALISIS DE ESCENARIOS PESQUEROS:
CASO DE ESTUDIO EL NORTE DEL GOLFO DE CALIFORNIA

TESIS

Que para obtener el grado de
Maestro en Ciencias en Oceanografía Costera

presenta:

ALEJANDRO/ESPINOZA TENORIO

Ensenada, Baja California, Diciembre del 2004

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA
FACULTAD DE CIENCIAS MARINAS
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES OCEANOLÓGICAS
POSGRADO EN OCEANOGRAFÍA COSTERA

**MODELO CUALITATIVO DE INDICADORES AMBIENTALES
PARA EL ANALISIS DE ESCENARIOS PESQUEROS:
CASO DE ESTUDIO EL NORTE DEL GOLFO DE CALIFORNIA**

TESIS

Que para obtener el grado de
Maestro en Ciencias en Oceanografía Costera

presenta:

ALEJANDRO ESPINOZA TENORIO

Aprobada por:



Dra. Martha Ileana Espejel Carbajal
Directora



Dra. Cira Gabriela Montaña Moctezuma
Co-directora



Dra. María Luz Cruz Torres
Sinodal



M. en C. José Luis Fermán Almada
Sinodal



M. en C. Carlos Israel Vázquez León
Sinodal

¡Te la dedico Adri!

Por que en los momentos que
quise abandonar este proyecto, tú
me hiciste regresar al trabajo.

Te extraño.

AGRADECIMIENTOS

A Ileana por que además de guiarme en esta intensa etapa de aprendizaje, me sigues enseñando dos o tres cosas de la vida. ¡Te vas a ir al cielo por haber leído tantos borradores!

A Gabi por todo el apoyo y ánimo, pero sobre todo por tu paciencia durante la enseñanza de una complejidad no tan compleja. “Los dioses salven a la autorregulación”

A Maria, José Luis y Oscar Pedrín, mis asesores, por su paciencia, conocimientos y cuestionamientos certeros acerca de este trabajo.

A Nazdry, por haber “endulzado” esta recta final de la maestría.

A todos los amigos del posgrado de Manejo de Ecosistemas de Zonas Áridas, en especial a Claudia, Guillermo, Pancho y Dago por compartir sus tiempos y conocimientos.

A la comunidad Umar y a mi entrañable gente en Oaxaca. El trabajo sólo se cuestiona con trabajo.

A todos los compañeros de camino que hicieron tan especial esta etapa. ¡Gracias por existir! Bety, Yoly, Pato, Vane, Karel, Yevenes, Laura, Migue, Gabi, Rafa, Jimy, Diego y Oso. Por supuesto, también va un abrazo a toda la comuna del Sauzal (Isabel, Silvia, Jenny, Martín, Federico, Héctor, Fernando, Manuel, Frías y Miguel).

Una mención especial merecen los amigos que pese a la distancia, siguen siendo la fortaleza de mi espíritu. ¡Salud y suerte! Cecy, Luis Carlos, Vero, Valdiri, Axa, Axcán y Nico.

Al final, pero al inicio de mi corazón, un eterno agradecimiento a mis padres y hermanos. Sin su confianza y apoyo, jamás hubiera iniciado caminos como el que ahora culmino.

RECONOCIMIENTOS

Este trabajo fue financiado por el proyecto SEMARNAT-2002-C01-1313 “Modelo de predicción probabilística del cambio de uso de suelo para una región costera del Noroeste de México, como herramienta para el Ordenamiento Ecológico del Territorio”.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo económico para realizar esta maestría.

Al posgrado en Oceanografía Costera por el apoyo constante a mi formación y a este proyecto.

Al Posgrado de Manejo de Ecosistemas de Zonas Áridas y Zona Costera sin cuyo apoyo en recursos, espacio y experiencia no hubiera sido posible este trabajo.

A todas las instituciones que compartieron sus bases de datos y experiencia: Administración de la Reserva de la Biosfera alto Golfo de California y Delta del Río Colorado, Grupo de pesquerías de tiburones (CICESE); CRIP, Guaymas; CEDO Intercultural; CoBi; Conservación Internacional; WWF y Pronatura dirección Sonora.

MODELO CUALITATIVO DE INDICADORES AMBIENTALES PARA EL
ANÁLISIS DE ESCENARIOS PESQUEROS:
CASO DE ESTUDIO EL NORTE DEL GOLFO DE CALIFORNIA

Resumen

El Norte del Golfo de California (NGC) es considerado mundialmente como un área marina de gran biodiversidad. Para México, además, significa el 15 % de la producción económica pesquera y un polo importante de desarrollo turístico. Sin embargo, por una combinación de razones naturales y sociales, actualmente se percibe deterioro en los ecosistemas marinos, reflejado en la disminución de sus recursos comerciales (totoaba, corvina, chano, etc.) y la presencia de especies en peligro de extinción (vaquita marina, tortuga marina, etc.). El origen de estos fenómenos es diverso, pero resaltan, por su mayor impacto, la planeación deficiente del desarrollo de las principales flotas pesqueras (artesanal e industrial) y la disminución del aporte de agua del Río Colorado. Aunque, se han implementado una serie de medidas normativas para intentar revertir el impacto por pesca, los resultados ponen en duda su efectividad. Por esta razón, existe la necesidad de generar herramientas sistemáticas que, a través de la consideración de aspectos socioeconómicos y ecológicos, ayuden a los tomadores de decisiones a planear sustentablemente el uso de los recursos pesqueros. Debido a que una de las limitantes para la planeación del sector es la carencia o confiabilidad en los datos cuantitativos, se utilizaron modelos de indicadores ambientales a partir de información cualitativa accesible. Dichos modelos permitieron caracterizar las interacciones entre algunas variables del sistema pesquero y analizar sus respuestas (positiva, negativa o no cambio) ante diferentes escenarios de manejo. Se seleccionaron diez indicadores pesqueros y fueron integrados al marco conceptual que propone la OCDE para medir el desarrollo sustentable (Presión-Estado-Respuesta). Bajo criterios pesqueros y taxonómicos, los indicadores de estado se clasificaron en grupos funcionales: *crustáceos* (Cr), *moluscos* (M), *escama* (Es), *elasmobranquios* (El), *captura incidental omnívora* (CIO) y *carnívora* (CIC) y *especies protegidas* (SPr). Como indicadores de presión, se agruparon las artes de pesca, según su selectividad e intensidad de uso: *artes selectivas* (AS), *chinchorro* (Ch) y *red de arrastre* (RAR). Se utilizó la metodología de análisis cualitativo (*loop analysis* en inglés), para construir dos tipos de modelos: i) la comunidad biológico-pesquera (sin pesca) y ii) el sistema pesquero (con pesca). Del primer tipo, se construyeron dos modelos: a) disminución de recursos pesqueros y b) desaparición de las *especies protegidas* (SPr). En la segunda parte, se utilizó una clasificación jerárquica espacial con la cual se identificaron ocho unidades paisajísticas de pesca y se analizó su respuesta ante cuatro escenarios generados de manejo: el incremento de dos recursos pesqueros (CIC y SPr) y una regulación más estricta sobre dos artes de pesca (Ch y RAR). Se encontró que el nivel trófico del recurso impactado juega un papel importante en la respuesta de la comunidad biológico-pesquera del NGC. Además que no obstante el NGC responde como un sistema espacialmente y temporalmente heterogéneo, posee áreas de pesca y de interés para la conservación con dinámicas parecidas y que responden de manera similar ante una estrategia de manejo. El ensamble metodológico utilizado para construir modelos sistémicos y espaciales comprobó ser útil para la generación de hipótesis de manejo marino.

Palabras clave: análisis cualitativo, indicador ambiental y marco Presión-Estado-Respuesta.

QUALITATIVE MODEL OF ENVIRONMENTAL INDICATORS TO ANALYZE
FISHERIES SCENARIOS: NORTHERN GULF OF CALIFORNIA AS A STUDY
CASE

Abstract

Worldwide, the Northern Gulf of California (NGC) is considered a marine area with high levels of biodiversity. In Mexico, it represents 15 % of the overall fishing economy and it is also an important area for the development of tourism. However, marine ecosystems within this area are undergoing rapid environmental degradation due to a combination of natural and social reasons. The negative social and ecological impacts are reflected in a decrease of commercial resources (totoaba, corvina, chano, etc.) and endangered species (vaquita, marine turtles, etc.). The origin of this environmental degradation although diverse can be partially attributed to the lack of an appropriate management plan for the artisanal and commercial fisheries and the decrease in the supply of fresh water by the Colorado River. Management actions have been implemented in order to revert the negative impact upon the fisheries. Nevertheless, results seem ineffective. For this reason, there is a need to develop systematic, interdisciplinary and useful tools that can assist in the development of a more efficient fisheries management plan. Due to the lack of a reliable quantitative data base an environmental qualitative indicator model was developed. Such a model incorporates the main fishing interaction variables to allow the analysis of the system's responses to various management scenarios (positive, negative or no change). Ten fisheries indicators were selected and integrated into the known Stress-State-Response model proposed by OCED to measure sustainable development. State indicators were classified as functional groups using fisheries and taxonomic criteria: *crustacean* (Cr), *mollusks* (M), *fishes* (Es), *elasmobranchia* (El), *omnivorous incidental capture* (CIO), *carnivorous incidental capture* (CIC) and *protected species* (SPr). Stress indicators were grouped in fishing nets according to their selectivity and intensity: *selective fishing instruments* (AS), *chinchorro (beach seine)* (Ch) and *shrimp-trawl nets* (RAR). Qualitative methods were used (*loop analysis*) to design two models: i) biological-fishing community (no take zones) and ii) fisheries systems (fishing areas). For the former, two set of models were developed: a) a fishing resources decrease scenario and, b) a protected species vanishing scenario. For the later, a spatial hierarchy classification that identified eight seascape fisheries patches and its responses towards four management scenarios were analyzed: two fishing resources increment scenarios (CIC y SPr) and more strict regulations over two fishing instruments scenarios (Ch y RAR). The trophic level of the impacted fishing resources has an important role in the response of the biological fishing community of the NGC. Despite the fact that the NCG responses are that of a heterogeneous (spatial and temporal) system, it has fishing and conservation areas with similar dynamics responding accordingly to a single management strategy. The methodological assemblage used in this research to design systematic and spatial models proved to be useful for the development of hypotheses related to coastal and ocean management.

Key word: qualitative analysis, loop analysis, environmental indicator, stress-state-response sustainable development model.

Contenido

RESUMEN	xv
I. Introducción	1
1.1 Antecedentes generales	3
1.1.1 Modelos en el manejo de pesquerías	3
a. Norte del Golfo de California	4
b. Metodología de análisis cualitativo	5
1.1.2 Indicadores ambientales en el manejo de la zona costera	8
a. Marco Presión-Estado-Respuesta (PER)	9
1.2 Área de estudio	11
1.2.1 Manejo de recursos marinos del Norte del Golfo de California	14
a. Normatividad involucrada	14
b. Análisis de la dinámica pesquera; desde una perspectiva poblacional	16
1.2.2 Áreas de interés en el manejo de recurso (regionalizaciones)	17
a. Pesca comercial	18
b. Protección	18
II. Marco conceptual	25
2.1 Modelos de sistemas	25
2.1.1 Modelos cuantitativos y cualitativos	28
2.2 Indicadores ambientales	29
2.2.1 Marco conceptual Presión-Estado-Respuesta	31
2.3 Dos niveles de ecología: comunidad y paisaje	33
III. Objetivos	37
3.1 General	37
3.2 Específicos	37
IV. Metodología	39
4.1 Tipo de modelo empleado: Análisis cualitativo	40
4.2 Desarrollo del modelo	43
4.2.1 Selección de indicadores pesqueros	43
4.2.2 Selección de relaciones preponderantes	44

4.2.3 Construcción de los modelos pesqueros	45
a. Comunidad biológico-pesquera (sin pesca)	45
b. Sistema pesquero (con pesca)	
4.3 Predicciones de los modelos	46
4.3.1 Identificación de impactos y estrategias de manejo (escenarios)	47
V. <i>Desarrollo del modelo cualitativo</i>	49
5.1 Resultados y Discusión	49
5.1.1 Indicadores pesqueros	49
a. Indicadores de Estado (Recursos biológicos)	51
b. Indicadores de Presión (Artes de pesca)	60
5.1.2 Relaciones entre indicadores pesqueros	62
a. Relaciones tróficas entre los indicadores de estado	63
b. Relaciones pesqueras entre indicadores de Estado y Presión	65
5.1.3 Construcciones de los modelos	66
a. Modelos de la comunidad biológico-pesquera (sin pesca)	67
b. Modelos del sistema pesquero (con pesca)	68
5.2 Conclusiones	77
VI. <i>Comportamiento de la comunidad biológico-pesquera (sin pesca) ante dos escenarios de fracaso de las políticas de manejo pesquero poblacional</i>	79
6.1 Resultados y Discusión	79
6.1.1 Disminución de los recursos pesqueros	79
6.1.2 Desaparición de las especies protegidas de la comunidad pesquera	85
6.2 Conclusiones	89
VII. <i>Comportamiento espacial y temporal de indicadores de Estado ante indicadores de Presión (Modelos pesqueros)</i>	91
7.1 Resultados y Discusión	91
7.1.1 Estrategias de manejo orientadas a la recuperación de los recursos pesqueros (indicadores de estado)	92
<i>Ej. 1. Recuperación de la captura incidental carnívora (CIC)</i>	92
<i>Ej. 2. Recuperación de las especies protegidas (SPr)</i>	96
7.1.2 Estrategias de manejo orientadas a las artes de pesca (indicadores de estado)	100

	<i>Ej. 3. Disminución de chinchorros.</i>	100
	<i>Ej. 4. Disminución en la pesca de arrastre</i>	104
	7.2 Conclusiones	109
VII	Discusiones Generales	
I.		113
	8.1 Supuestos de los modelos	100
	8.2 Implicaciones espaciales	119
IX.	Conclusiones Generales	121
X.	Literatura Consultada	125
XI.	Anexos	143
	Anexo I. Área de estudio (continuación)	143
	1 Procesos socioeconómicos	144
	a. Demografía 1970 - 2000	145
	b. Actividades productivas	145
	c. Culturas Nativas	147
	2 Procesos fisicoquímicos	148
	a. Clima	148
	b. Oceanografía	149
	3 Riqueza biótica	151
	4 Dinámica pesquera	154
	a. Desarrollo histórico de la pesca y sus estrategias de manejo	154
	b. Modalidades de la pesca actual	158
	5 Impactos ambientales	159
	Anexo II. Modelos alternativos del análisis sin pesca (comunidad biológico- pesquera)	163
	Anexo III. Caracterización de los 23 fragmentos pesqueros de acuerdo a los cuatro indicadores de especies objetivo	165
	Anexo IV. Modelos alternativos del análisis con pesca (sistema pesquero)	167
	Anexo V. Tablas de predicción desglosadas de las estrategias de manejo examinadas	177
	Anexo VI. Glosario	179

LISTA DE FIGURAS

2.1	Diagrama de flujo con los principales pasos a seguir en la construcción de un modelo teórico	27
2.2	Construcción conceptual del modelo Presión-Estado-Repuesta	32
4.1	Diagrama de flujo metodológico	39
4.2	Diagrama de signos de un sistema trófico sencillo	41
5.1	Indicadores pesqueros seleccionados y agrupados de acuerdo al marco PER	50
5.2	Modelo de la comunidad biológico-pesquera actual	67
5.3	Modelo en el que se simula la desaparición de las especies protegidas de la comunidad	68
6.3	Predicciones, con y sin especies protegidas, de la comunidad biológico-pesquera ante un impacto en sus indicadores de estado	87

LISTA DE CUADROS

1.1	Estudios de la zona costera que han utilizado indicadores ambientales dentro del modelo PER	10
5.1	Información biológica y pesquera de los recursos que integran al indicador <i>crustáceos</i> (Cr)	53
5.2	Información biológica y pesquera de los recursos que integran al indicador <i>moluscos</i> (M)	53
5.3	Información biológica y pesquera de los recursos que integran al indicador <i>escama</i> (Es)	54
5.4	Información biológica y pesquera de los recursos que integran el indicador <i>elasmobranquios</i> (El)	55
5.5	Información biológica y pesquera de los recursos que integran el indicador <i>captura incidental carnívora</i> (CIC)	56
5.6	Información biológica y pesquera de los recursos que integran el indicador <i>captura incidental omnívora</i> (CIO)	58
5.7	Información biológica y pesquera de las especies que integran del indicador de <i>especies protegidas</i> (SPr)	59
5.8	Artes de pesca incluidas dentro del grupo de artes selectivas (AS) y los recursos para los que son empleadas	61
5.9	Relaciones tróficas sobresalientes entre los indicadores de recursos pesqueros	63
5.10	Relaciones principales entre los indicadores de estado y de presión	66
5.11	Sistema de regionalización empleado para el análisis del sistema pesquero y la construcción de los modelos cualitativos pesqueros	69
5.12	Nombres y superficie total de las 23 áreas pesqueras y su caracterización de acuerdo a cinco indicadores de estado	70
5.13	Unidades de paisaje pesquero espacial de acuerdo a los fragmentos que la integran	72
5.14	Variaciones temporales de los indicadores de especies objetivo (estado) de acuerdo a la principal temporada de pesca de cada recurso	74
5.15	Grupos de modelos pesqueros generados por cada unidad pesquera	76
6.1	Predicciones del modelo de la comunidad biológico-pesquera actual ante un disturbio negativo	79
6.2	Predicciones del modelo de la comunidad biológico-pesquera sin las <i>especies</i>	86

	<i>protegidas</i> ante un disturbio negativo	
7.1	Listado de informantes clave entrevistados	91
7.2	Predicciones de los modelos ante una recuperación de la <i>captura incidental carnívora</i>	93
7.3	Predicciones de los modelos ante una recuperación de las <i>especies protegidas</i>	97
7.4	Predicciones de los modelos ante una disminución en los <i>chinchorros</i>	101
7.5	Predicciones de los modelos ante una disminución en la <i>red de arrastre</i>	105

LISTA DE MAPAS

1.1	Área de estudio: Norte del Golfo de California	13
1.2	Zonas de aprovechamiento de las dos principales flotas pesqueras del Norte del Golfo de California	19
1.3	Regionalizaciones para la protección de los recursos marinos en el Norte del Golfo de California	21
5.1	Los 23 fragmentos pesqueros en los que se dividió el área de estudio	71
5.2	Arreglo de los 23 fragmentos pesqueros en ocho unidades de paisaje	73
7.1	Predicciones de dos indicadores de estado (<i>escama</i> y <i>especies protegidas</i>) y dos de presión (<i>chinchorro</i> y <i>red de arrastre</i>) ante una recuperación del indicador de estado <i>captura incidental carnívora</i>	95
7.2	Predicciones de dos indicadores de estado (<i>crustáceos</i> y <i>elasmobranquios</i>) y dos de presión (<i>chinchorro</i> y <i>red de arrastre</i>) ante una recuperación del indicador de estado <i>especies protegidas</i>	99
7.3	Predicciones de dos indicadores de estado (<i>crustáceos</i> y <i>especies protegidas</i>) y dos de presión (<i>artes selectivas</i> y <i>red de arrastre</i>) ante una disminución del indicador de presión <i>chinchorro</i>	102
7.4	Predicciones de dos indicadores de estado (<i>crustáceos</i> y <i>especies protegidas</i>) y dos de presión (<i>artes selectivas</i> y <i>chinchorro</i>) ante una disminución del indicador de presión <i>red de arrastre</i>	89

I. Introducción y antecedentes

La mayoría de los recursos pesqueros mundiales se encuentran sobre explotados o aprovechados al máximo (Botsford *et al.*, 1997). Las causas son múltiples y complejas, pero se distinguen como fuentes importantes de deterioro el aprovechamiento desmedido y la falta de una planeación sustentable. Por estas razones, el manejo de pesquerías es un tema que ha ocupado al ámbito científico por las últimas décadas. Sin embargo, los resultados de la planeación pesquera han sido limitados porque, entre otras cosas, se ha orientado al seguimiento específico (abundancia, reproducción, etc.) de las poblaciones de interés sin considerar su alto grado de complejidad y sus interacciones con el ambiente (procesos biológicos y ecológicos, físicos y socioeconómicos) (Ortiz, 2003).

Actualmente, se busca llegar a un aprovechamiento sustentable de los recursos acuáticos, por lo que se están explorando nuevos marcos conceptuales a través de los cuales se desarrollen herramientas que analicen de forma integral y adaptativa la problemática (Rodney, 2000; Singh *et al.*, 2002; Espejel *et al.*, 2004b). En el ámbito de la ecología, el acercamiento clásico poblacional está siendo confrontado a uno sistémico, donde los procesos se entienden como un conjunto de variables que están interconectadas y responden de manera conjunta a fenómenos externos (Keller y Golley, 2000). Así, en la ecología marina, recientemente se han incorporado estudios en que se asocian los cambios poblacionales con procesos internos de la especie (relaciones intrínsecas), interacciones con otras poblaciones (relaciones extrínsecas) e influencias del ambiente físico (Christensen y Pauly, 1995). Esta misma ciencia marina también ha incorporado nuevas herramientas como los modelos espaciales y el concepto del paisaje; que han ayudado al manejo de grandes áreas y como una primera base de colaboración e intercambio de conocimiento entre planificadores y científicos (Turner *et al.*, 2001).

El Golfo de California es un ejemplo en donde el aprovechamiento de una riqueza pesquera modifica a uno de los ecosistemas marinos más biodiversos del planeta (Sala *et al.*, 2002). Tan sólo su región Norte, un deterioro de la biodiversidad –entre las que destacan especies endémicas en peligro de extinción- ha sido asociado a actividades humanas de gran impacto como el represamiento del Río Colorado y la intensa actividad pesquera (Brusca, 2004a). Esta zona ha sido fuente de alimento de sus pobladores nativos (Cucapa, Seri, etc.)

creció de tal modo que, actualmente, aporta al país alrededor del 15 % del aporte económico al sector. Sus principales pesquerías comerciales son el camarón, la corvina y el tiburón y, se extraen, por alguna de las dos flotas preponderantes: la artesanal (embarcaciones pequeñas de fibra de vidrio) y la industrial (barcos de arrastre) (Cudney y Turk, 1998).

En el Norte del Golfo de California el manejo de sus recursos naturales, como en casi todo el mundo, se diseña desde un enfoque poco integrado (Danemann, 1999). De manera que, para intentar aminorar el impacto por la pesca, han sido impulsadas una serie de medidas normativas de índole poblacional (vedas temporales y espaciales, talla mínima de extracción, control de permisionarios, etc.) y espacial (Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado) cuya efectividad, por múltiples razones, ha sido insuficiente (Cisneros-Mata, 2004). Una de estas limitantes en el manejo pesquero de la zona, es la falta de bases de datos, un problema también común en el mundo (Gladstone, 2002). Aunque se cuenta con datos pesqueros oficiales su calidad es cuestionable (inconsistencia, subestimación, etc.) (Ramos-Montiel *et al.*, 1999). Aunque, en la última década, se ha incrementado el conocimiento de los ecosistemas mediante estudios específicos (Brusca, 2004a), sin embargo, aun no son suficientes para respaldar estrategias de manejo (Hendricx, 1985) y en su mayoría se han orientado desde una visión poblacional.

En la zona de estudio, recientemente, se han desarrollado trabajos de conservación y manejo que abordan la problemática pesquera desde un punto de vista menos simplista (Cisneros-Mata, 2004). En estos trabajos, se han diseñado y generado modelos alrededor de puntos esenciales como:

- a) Incluir aspectos ecológicos y socioeconómicos en el análisis de la problemática pesquera.
- b) Ampliar el espectro de datos disponible para la planeación del desarrollo pesquero, en tanto se genera información cuantitativa que permita respaldar con mayor certeza estadística la toma de decisiones.

- c) Analizar al sistema pesquero como un conjunto de especies que interactúan en la búsqueda de alimento y de espacio, para promover estrategias de manejo desde un punto de vista ecosistémico.

Como un ejercicio al respecto, el presente trabajo construyó modelos teóricos que desde un acercamiento ecosistémico analizara escenarios de manejo pesquero en el Norte del Golfo de California. Utilizó las herramientas del análisis cualitativo (*loop analysis*, en inglés) (Puccia y Levins, 1985) y los indicadores ambientales dentro del marco teórico Presión-Estado-Respuesta (PER) (OECD, 1993). Este ensamble metodológico facilitó hacer predicciones y generar hipótesis sobre problemas ambientales a partir de información cualitativa disponible y considerando la interacción entre la pesca (presión) y los recursos pesqueros (estado). La versatilidad de las herramientas en el análisis de sistemas complejos (Loiselle *et al.*, 2000) también permitió la construcción de modelos alternativos con base en las variaciones paisajísticas de espacio y tiempo, para analizar la capacidad del Norte del Golfo de California para producir respuestas heterogéneas ante un disturbio o estrategia de manejo.

1.1 Antecedentes generales

Los antecedentes de este trabajo son referencias sobre algunos acercamientos metodológicos utilizados en el manejo de recursos pesqueros (modelos de sistemas, análisis cualitativo, indicadores ambientales y modelo PER) que, además de emplear una visión ecosistémica, consideran las relaciones sociedad-naturaleza y optimizan la información disponible. Se menciona su aplicación en la zona de estudio y en otros lugares del mundo.

1.1.1 Modelos en el manejo de pesquerías

Los modelos en pesquerías se han orientado al estudio de la dinámica de las poblaciones pesqueras con el principal objetivo de calcular el impacto de esta actividad y estimar sobre la disponibilidad actual y futura de los recursos. El conocimiento generado por los modelos sobre los ecosistemas aprovechados se puede dividir en dos tipos: teórico y

práctico. Dentro del primero se pueden ubicar los efectos cuantitativos de las capturas y modificaciones del entorno por el hombre, las variaciones climáticas y el entendimiento de procesos biológicos. En tanto los acercamientos prácticos lo constituyen estudios cuantitativo (abundancia y estabilidad) de las poblaciones naturales (Gulland, 1977).

Se aplican modelos teóricos para simular el comportamiento de ecosistemas costeros ante condiciones específicas (Twilley *et al.*, 1998). Las variables que se utilizan para generarlos varían de acuerdo al tipo de acercamiento; ecológico, geoquímico, económico e incluso una combinación de estos. En el área de manejo existen pocos estudios enfocados a la estructura interactiva del sistema (Bodini, 1998) aunque, en el caso de las reservas marinas, se recientemente se han generado modelos biológicos y bioeconómicos para examinar sus efectos sobre el ambiente (Pezzey *et al.*, 2000). La fortaleza de estos modelos es que permiten simular perturbaciones naturales y antropogénicas, lo que permite evaluar el éxito de las zonas marinas protegidas.

1.1.1a Norte del Golfo de California

Se encontraron dos tipos de modelos cuantitativos aplicados al manejo de recursos del área de estudio; aquellos con base en el uso de indicadores para detectar zonas con prioridad para la conservación, y los que analizan los flujos de biomasa en la comunidad para caracterizarla y analizar su respuesta a disturbios. Dentro de los primeros, la Coalición para la Sustentabilidad del Golfo de California utilizó información cuantitativa de procesos ecológicos, especies pesqueras y aspectos socioeconómicos, para diseñar una red de reservas marinas para las zonas rocosas del Golfo de California (CSGC, 2001; Sala *et al.*, 2002). A través de un análisis de correspondencia canónica y su despliegue espacial en SIG, encontraron que los gradientes en la latitud y profundidad explicaban hasta en un 66% las asociaciones de peces encontradas en los ambientes rocosos. Además, con la intención de identificar aquellas zonas de protección con mayor viabilidad social, se analizaron las áreas más intensamente utilizadas mediante la densidad de embarcaciones pesqueras.

Son dos los estudios cuantitativos que han empleado las paqueterías Ecosim y Ecopat para analizar el flujo de biomasa en la comunidad biológica del Norte del Golfo. Arreguín-Sánchez *et al.* (1999) construyó un modelo de los ecosistemas de la costa de Sonora sujetos a

Sánchez *et al.* (1999) construyó un modelo de los ecosistemas de la costa de Sonora sujetos a la pesca de camarón. Con base en la estructura trófica y flujos de biomasa evaluó la contribución de cada grupo funcional a la captura incidental. Encontró que se tratan de sistemas de baja complejidad en desarrollo y asoció tal estado a la explotación que ha sido mantenido por décadas. Morales-Zarate (2001) también implementó un modelo de este tipo pero para todo el Norte del Golfo de California. Dio énfasis a la población de camarón azul, por su importancia económica, para simular diferentes impactos en su biomasa (pesca o cambio de flujo del Río Colorado). Encontró que el esfuerzo pesquero impacta menos a la población de camarón que el ocasionado por la disminución del gasto del Río, pero resaltó que si se consideran ambos impactos se explica mejor el comportamiento poblacional del camarón.

1.1.1b Metodología de análisis cualitativo

La metodología de análisis cualitativo es relativamente nueva en ecología, y no existen ejercicios en la zona de estudio, ni en México. En el mundo, los trabajos al respecto se pueden dividir en los que establecieron y tratan sobre la base conceptual, y los que la implementaron al análisis de comunidades biológicas.

El trabajo de Briand y McCauley (1978) es de los primeros en que se utilizó el análisis cualitativo en sistemas biológicos, pero es hasta el trabajo de Puccia y Levins (1985) que se proporcionaron las bases para utilizarla definitivamente como una herramienta en el estudio de sistemas complejos. Otros trabajos han realizado revisiones del acercamiento clásico reduccionista utilizado para el entendimiento de la naturaleza y que es conocido como mecánico o "Newtoniano". Han discutido además las implicaciones de una nueva visión de sistémica de la naturaleza y destacan la incorporación de conceptos como complejidad, sistemas abiertos y orgánicos, elasticidad y universalismo (Levins y Lewontin, 2000; Ulanowicz, 2000).

Actualmente, los modelos de análisis cualitativo se usan para estudiar el comportamiento de ecosistemas ante condiciones específicas (Twilley *et al.*, 1998). Esto se logra a través de la simulación de las relaciones directas e indirectas de la estructura y funcionalidad de comunidades y ecosistemas (Ortiz y Wolf, 2002) y sus variaciones ante disturbios; generalmente antropogénicos o climáticos. Briand y McCauley (1978) emplearon

un diagrama de signos para evaluar técnicas alternativas para el control de florecimientos fitoplanctónicos en lagos. En su análisis simplificaron la comunidad planctónica a seis variables (nutrientes, algas comestibles/no comestibles, herbívoros, carnívoros y depredadores planctívoros) para evaluar la respuesta del sistema a perturbaciones en diferentes niveles tróficos. Encontraron respuestas obvias que resultaban de relaciones directas entre variables, pero también identificaron respuestas que sólo se pudieron evidenciar mediante un análisis de la estructura trófica y sus relaciones indirectas entre variables

El análisis cualitativo fue utilizado por Li y Moyle (1981) como una herramienta capaz de predecir el comportamiento de una comunidad acuática ante la introducción de una especie exótica. Aun con una disponibilidad de información limitada, el análisis les permitió decir que sistemas pobres en nutrientes eran más sensibles e inestables ante la presencia de nuevas especies. Además, establecieron como candidatas ideales a especies introducidas a aquellas capaces de coadaptarse con otras especies nativas, de nicho ecológico estrecho y libres de enfermedades y parásitos exóticos.

Con la metodología de análisis cualitativo se representó la estructura del ecosistema acuático del lago San Jorge (Bodini, 1998) y Mostvan (Bodini, 1999). En ambos trabajos, se resaltaron el valor de las predicciones cualitativas en el manejo de recursos. Los autores construyeron modelos cualitativos utilizando el conocimiento ecológico existente y comparando sus predicciones con evidencias experimentales y estudios de campo. Finalmente, se propusieron estrategias de manejo orientadas a aquellos niveles tróficos más sensibles a los disturbios externos. En cambio, Dambacher (1999) analizó un caso clásico de los ecosistemas de Bosque Boreal y examinó la relación entre los cambios poblacionales de la liebre de nieve (*Lepus americanus*) con el de su alimento y depredadores.

Loiselle y colaboradores (2000) utilizaron el análisis cualitativo para evaluar estrategias de manejo en una zona de inundación protegida en el Norte de Argentina (Estero Ibera). Analizaron las estrategias que, no obstante ser diseñadas para una o un grupo de especies clave, repercuten directa o indirectamente en otras especies. Con especies y grupos de especies como variables y considerando las variaciones de las relaciones tróficas, crearon escenarios alternativos (creados a través de información histórica, datos comparativos y modelos) para analizar los posibles efectos secundarios producidos por impactos como la sobrepesca y el

donde orientar el programa de investigaciones. También utilizaron sus resultados para un análisis de sensibilidad de cada una de las variables, con el que encontraron que las poblaciones de caimán (principalmente *Caiman yacare*) y aves piscívoras son menos sensibles a perturbaciones.

Montaño-Moctezuma (2002) reconstruyó comunidades biológicas similares que se encontraban en áreas con diferentes estatus de conservación y tiempos de protección de la costa de Oregon, E.U.A. Mediante la creación de modelos alternativos y el análisis de sus respuestas ante diferentes disturbios, la autora encontró que, no obstante de tratarse de comunidades similares, hay diferencias en su estructura y comportamiento. Resaltó la importancia de crear modelos alternativos para la creación de hipótesis y respaldar estrategias de manejo adaptativas a condiciones particulares.

Probablemente los trabajos de Ortiz y Wolf (2002), Ortiz y colaboradores (2002) y Ortiz (2003) sean los únicos que incluyeron como variables, y no como impactos, aspectos sociales y físicos. En el primero utilizaron el análisis cualitativo para proponer estrategias de manejo para la pesquería de cuatro especies de comunidades bentónicas en Bahía Tongoy, Chile. Simularon los cambios en la comunidad ante posibles procesos externos, específicamente la pesca. Sus resultados permitieron evaluar la factibilidad de políticas de control dirigidas al control del esfuerzo pesquero para cada uno de los recursos y ambientes. Ortiz y colaboradores (2002) analizaron y sugirieron políticas de manejo para las pesquerías de escalopa (*Peruvian scallop*) durante fenómenos Niño (*ENSO* por sus siglas en inglés). Construyeron tres modelos de diferente complejidad que representaban épocas históricas de dicho fenómeno climático, dando énfasis en la importancia de los modelos ecosociales. Por último, Ortiz (2003) evaluó la sustentabilidad de los usos de los bosques de la macroalga (*Lessonia nigrescens*). Utilizó tres tipos de modelos: ambientes homogéneos sin uso, ambientes heterogéneos (con/sin oleaje) sin uso y estos últimos con un uso pesquero. Encontró, que la población de este recurso se mantiene estable si no se afectaban negativamente los procesos de reproducción y reclutamiento.

Ante la incertidumbre que posee la matriz de la comunidad en un análisis cualitativo, Dambacher y colaboradores (2002) desarrollaron el concepto teórico de matriz de predicción ponderada (*weighted-predictions matrix*). Con base en este aporte, en Dambacher y

colaboradores (2003) analizaron y validaron trabajos que habían descrito la estructura y dinámica de sistemas biológicos a partir de un análisis cualitativo. También Montaña-Moctezuma y Heppell (2003) utilizaron la matriz ponderada para asegurar la estabilidad de seis arreglos estructurales de la comunidad alimenticia del lobo marino. Al considerar distintos espectros de sus hábitos alimenticios como modelos alternativos encontraron que la respuesta es similar en la mayoría de los casos, a excepción de los que consideraban dietas menos diversas.

1.1.2 Indicadores ambientales en el manejo de la zona costera

El uso de indicadores es particularmente importante para procesos de manejo de la zona costera, donde frecuentemente la información no existe o es escasa y son insuficientes los recursos y tiempos para generarla (Fabbri, 1998). Administrativamente, también son útiles para el intercambio de información y la toma de decisiones (Vandermeulen, 1998)

Debido a que, de la poca información disponible para la zona costa, gran parte es a nivel poblacional, se facilita la construcción y evaluación de indicadores autoecológicos (población-especie) (Ahumada, 2000). De este tipo de indicadores, también se ha explorado los grupos de especies (moluscos, peces y macroalgas) para seleccionar sitios prioritarios para la conservación (Gladstone, 2002).

Para el área de estudio, además del trabajo de la Coalición para la Sustentabilidad del Golfo de California que utilizó indicadores biológicos y socioeconómicos para diseñar una red de reservas (CSGC, 2001; Sala *et al.*, 2002), se encontró el estudio de De la Cruz (2003) en la Reserva de la Biosfera AGCyDRC. Este último utilizó indicadores sociodemográficos y económicos para caracterizar y comparar dos etapas históricas (antes y después de la Reserva) de la población pesquera en San Felipe. Empleó seis indicadores sociodemográficos (población total, edad, vivienda, tiempo de residencia, tiempo dedicado a la actividad pesquera y percepción y expectativas sobre la Reserva) y tres económicos (ingreso de los pescadores, volumen y valor de la captura y principales pesquerías) para analizar procesos como arraigo, conocimiento de la Reserva y sus áreas y niveles de ingreso.

1.1.2a Marco Presión-Estado-Respuesta (PER)

Los trabajos con indicadores ambientales dentro del marco PER generalmente se desarrollan a nivel nacional (OECD, 2002). Por ejemplo, en Alemania se desarrollaron dentro del marco PER cerca de 140 indicadores para evaluar la condición de sus recursos naturales (Walz, 2000). Mientras, en México, un sistema de indicadores ambientales de este tipo ha sido desarrollado para la evaluación del desarrollo ambiental en general y, en especial, para la planeación pesquera (Cuadro 1.1) (SEMARNAT, 2000).

En Baja California existen ejercicios que utilizan también el marco PER, pero se ubican principalmente en la parte costero-terrestre (Cuadro 1.1). Alvarado (2000) utilizó indicadores ambientales, para identificar sitios con mejores condiciones naturales, sociales y legales para ser conservados. En tanto que Espejel y colaboradores (2002a; 2002b; 2004a) exploraron indicadores relacionados a la cobertura vegetal costera para detectar sitios con mejores condiciones para su conservación. Aunque no propiamente dentro del marco conceptual PER, ya se han desarrollado indicadores ambientales marinos para el Golfo de California. CSGC (2002) y Sala y colaboradores (2002) emplearon indicadores para identificar el estado de sitios marinos prioritarios; y de presión, para estimar la viabilidad de propuestas de protección.

Cuadro 1.1. Estudios de la zona costera que han utilizado indicadores ambientales dentro del modelo PER.

	Presión	Estado	Respuesta
Objetivos	Evaluación de políticas pesqueras		
SEMARNAT (2000)	Captura pesquera Esfuerzo pesquero Pesca sin registro oficial	Estado de las poblaciones explotadas	Normatividad Sistema de vedas permanentes y temporales Planeación ambiental Producción acuícola total Investigación y desarrollo tecnológico Acciones de inspección y vigilancia
Objetivos	Identificación de áreas para conservación		
	Marinos		
CSGC (2001) y Sala <i>et al</i> (2002)	Número de embarcaciones pesqueras	Reproducción, reclutamiento y conectividad larval de peces	
	Costeros		
Alvárado (2000)	Antropogénica Uso de suelo Densidad de asentamientos humanos Volumen de descarga residual Estructuras de protección Zonas de interés cultural o histórico Accesibilidad Servicios urbanos Pozos existentes Naturales Tormentas al año	Estabilidad Geomorfología Litología Riesgos de inundación Tipo de suelo Calidad ambiental Presencia de agua subterránea Especies con estatus Biodiversidad Calidad visual del paisaje Porcentaje de cobertura	Sociedad civil Programas de protección Gobierno Normatividad Áreas naturales Plantas de tratamiento de aguas Uso restringido de agroquímicos Programas sectoriales
Espejel (2002a)	Uso de suelo Población	Pendiente Naturalidad Riqueza biótica	
Espejel (2002b)	Riqueza biótica potencial (flora, mamíferos, aves y reptiles) Naturalidad Pendiente	Uso de suelo Minas Población actual Fragmentación Crecimiento poblacional Aprovechamiento de agua	
Espejel <i>et al.</i> (2004a)	Conflictos por el uso de suelo Conflictos por la tenencia de la tierra Sobreexplotación de agua subterránea Canalización de corrientes superficiales de agua Contaminación de estuarios por químicos persistentes Explotación de bancos de arena en ríos Corte y quema de matorral suculento Introducción de especies exóticas	Condición de los ecosistemas y sus recursos naturales Modificaciones a estructuras geológicas, hidrológicas o suelos Organismos: Cambios genéticos Población: Modificación de la estructura de la población Comunidad: Modificación de composición, estructura u función de comunidades vegetales Paisaje: Modificaciones en la integridad, cambios de proporción en los tipos de parches, cambios en el mosaico, límites y fronteras y pérdida de biodiversidad Impacto sobre los ecosistemas Incremento de riesgo por derrumbes, inundaciones, incendios y erosión costera Pérdida de calidad visual del paisaje Disminución de agua subterránea y superficial Contaminación de agua costera, subterránea y superficial Sedimentación de estuarios Pérdida de biodiversidad y recursos genéticos Problemas con plagas	Políticas y acciones para resolver problemas ambientales

1.2 Área de estudio

Con 283,000 km², el Golfo de California es uno de los habitats marinos con mayor riqueza biológica en el planeta (Brusca y Hendrickx, 2004). Considerado como un “hot spot” de biodiversidad marina tropical, en el se han reportado cerca de 4,877 especies de macroinvertebrados y 1,115 de vertebrados (peces, aves, reptiles y mamíferos marinos) (Sala *et al.*, 2002), de las cuales, un 17 % son endémicas (INE, 2004).

Su enorme biodiversidad también se refleja en las actividades productivas que han sostenido históricamente como: pesca de totoaba, tiburón, sardina, camarón, etc. y otras que son de potencial desarrollo: turismo recreativo, deportivo, náutico, acuicultura y maricultura, etc. (Valdés-Casillas *et al.*, 1999). Tan sólo en la pesca, el Golfo de California aporta aproximadamente el 40 % de la producción total nacional, es decir, entre un 60 y 70 % del aporte económico que hace el sector al país (Brusca, 2004a).

El Golfo se divide geográficamente en tres grandes zonas de acuerdo a variaciones espaciales de biodiversidad y batimetría (Mapa 1.1/ macrolocalización): Norte, Centro y Sur. La primera, que va del Delta del Río Colorado hasta el inicio de las grandes islas (I. Ángel de la Guarda e I. Tiburón), incluye el área del Alto Golfo (hasta el Golfo de Santa Clara, Sonora y el Estero la Ramada, Baja California). La parte Central, va desde las grandes islas, hasta Guaymas en Sonora y Punta Coyote en Baja California Sur. Finalmente, la zona Sur se extiende hasta Cabo Corrientes en Jalisco y Cabo San Lucas en Baja California Sur (Torres, 2000; Brusca, *op cit.*).

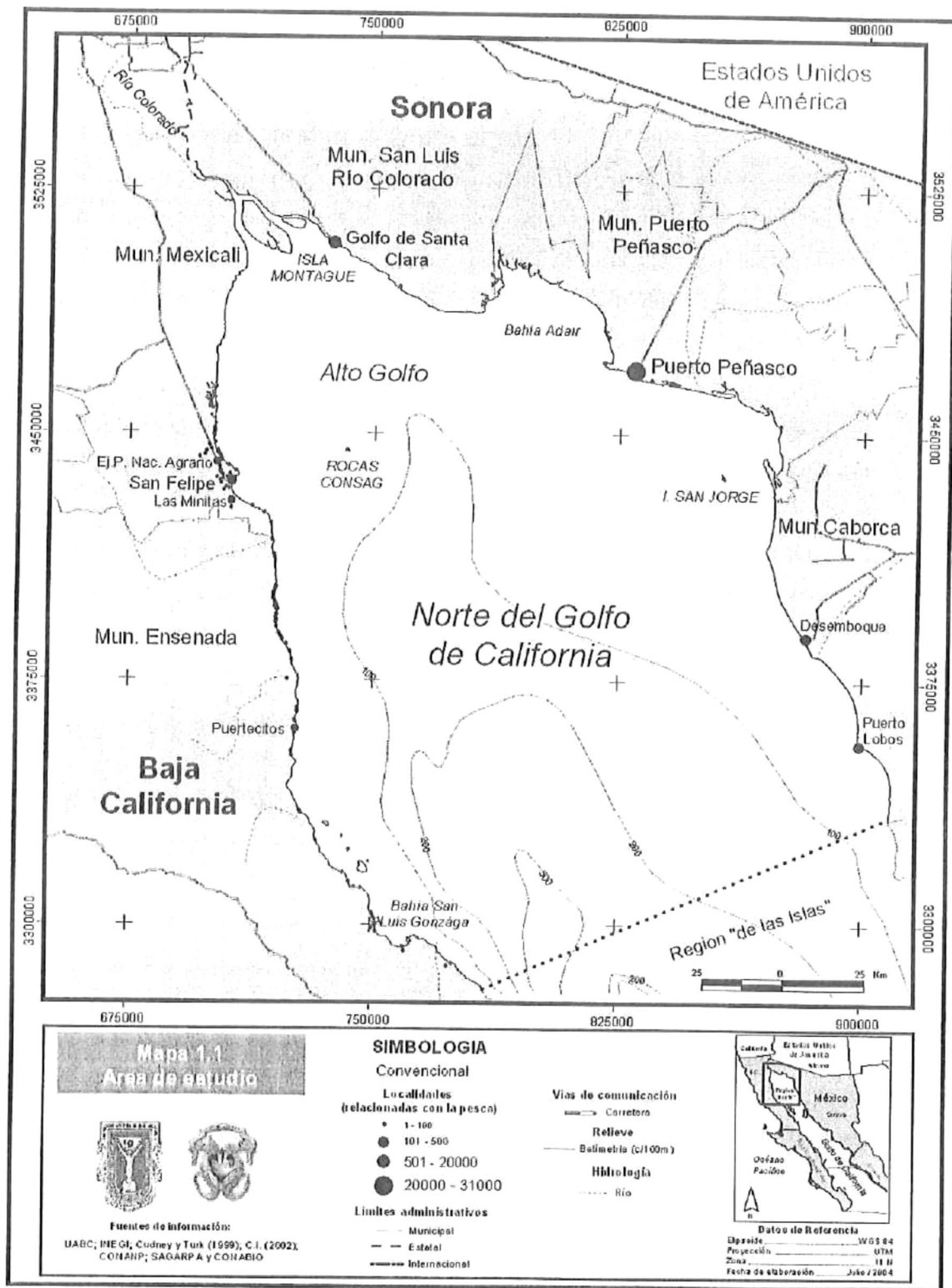
El Norte del Golfo de California (Mapa 1.1), es una zona marina que posee procesos socioeconómicos, culturales y biofísicos particulares, y en algunos casos únicos. Socioeconómicamente, la región tiene una población costera de 49,409 hab (INEGI, 2001), distribuida en tres poblados principales (dos en Sonora: Puerto Peñasco y Golfo de Santa Clara y uno en Baja California: San Felipe), algunas localidades pesqueras tradicionales (Desemboque y Punta Lobos en Sonora) y múltiples campos turísticos. Dentro de las actividades productivas existen importantes pesquerías como el camarón y la corvina que aportan económicamente hasta un 15 % de la producción nacional del sector (Brusca, 2004a). Aunque la actividad turística ya se encuentra de manera considerable, el desarrollo del turismo

náutico es considerada por instancias gubernamentales como un catalizador del desarrollo económico de la zona (FONATUR, 2004).

Su riqueza cultural y biofísica ha llevado a reconocer mundialmente a la zona como prioritaria para la protección (Brusca, 2000a). Aunque actualmente los pueblos nativos se encuentran restringidos a ciertas localidades, son tres las culturas que desde épocas prehispánicas han visitado o vivido cerca de estas costas. Los Cucapa, Papagos y Seri, han dado a esta porción marina, además de una fuente de alimentos, un significado cultural y religioso (Hale y Harris, 1979). En tanto que la presencia del Delta del Río Colorado, condiciones climáticas extremas y no poseer comunicación directa con mar abierto, han propiciado la existencia de fenómenos físicos particulares: amplios intervalos de mareas (10 m), batimetría en gran parte somera, rangos extremos de temperatura superficial (8 - 30 °C) y altos índices de evaporación y salinidad. Tales condiciones, hacen de la zona un área de reproducción y crianza de especies con importancia ecológica y socioeconómica; algunas de las cuales son endémicas (vaquita marina, pejerrey del Delta y pez cachorrito del desierto) (INE, 2004).

En décadas recientes, se ha observado un deterioro de los ecosistemas marinos, y se ha cuestionado su relación con actividades humanas como: el represamiento del agua del Río Colorado y la mala planeación del sector pesquero (Ortiz, 2002; Galindo, 2003). Aunque el impacto de este último sobre la fauna marina no es mayor al que ocurre en otros ecosistemas tropicales (Franco y Álvarez, 1993; Marcano, 1998; EJF, 2004; SFA, 2004), los efectos negativos sobre la comunidad bentónica-demersal (Brusca y Hendrickx, 2004) y su interacción con especies de importancia económica y biológica, han propiciado su consideración como una fuente de disturbio importante (Cisneros-Mata, 2004). No obstante las repercusiones afectan a todo el ecosistema, las medidas normativas (vedas, tallas de extracción mínimas, control de permisos, etc.) se han realizado a partir desde un enfoque sectorialista y superficial, por lo que han o han resultado insuficientes (Danemann, 1999) o simplemente no se acatan (McGuire y Valdes-Gardea, 1997).

En esta sección se describió de manera general el área de estudio, para una revisión más exhaustiva (comportamiento demográfico, actividades productivas, desarrollo histórico y problemática pesquera, etc.) revisar el Anexo I.



Mapa 1.1. Área de estudio: Norte del Golfo de California.

1.2.1 Manejo de recursos marinos del Norte del Golfo de California

Los procesos de manejo de los recursos naturales en el área de estudio se pueden catalogar entre aquellos que poseen en común una visión poblacional y sectorialista, que son la mayoría y, los más recientes, que emplean acercamientos teóricos y prácticos integrales (Cisneros-Mata, 2004). De los primeros, se debe distinguir entre la normatividad implementada para regular el desarrollo pesquero y los estudios sistemáticos realizados para generar información de importancia para el manejo.

No poseer información suficiente es una problemática mundial en el manejo de recursos naturales, y aunque en el caso del área de estudio, la planeación pesquera cuenta con datos pesqueros oficiales, su calidad es cuestionable (inconsistencia, subestimación, etc.) (Investigadores COBI, com.pers.). Tan sólo en la extracción del camarón, se estima que la información oficial está un 30% por abajo de lo que realmente se comercializó (Ramos-Montiel *et al.*, 1999).

En el caso de los estudios socioeconómicos, se dirigen hacia las localidades costeras y su relación con los recursos pesqueros. En especial, esta literatura se ha enfocado en aspectos como las respuestas sociales, económicas y culturales de las comunidades a la implementación de la Reserva de la Biosfera AGCyDRC (McGuire y Greenbrg, 1994; McGuire y Valdez-Gardea, 1997; De la Cruz, 2003). Otros trabajos han analizado la dinámica pesquera local y sus implicaciones en el manejo de recursos (Fermán, 2000; González, 2000; WWF, 2001).

1.2.1a Normatividad involucrada

La protección de los recursos acuáticos esta fundamentalmente considerada por la ley de pesca (Poder Ejecutivo Federal, 1992a) y su reglamento (Poder Ejecutivo Federal, 1999). En ella se identifica a la Carta Nacional Pesquera como el instrumento donde se analizará el estado y se dispondrá el *status* normativo de todas las pesquerías y sus especies relacionadas (Poder Ejecutivo Federal, 2004). Instrumentos regulatorios más específicos son las normas de protección (Normas Oficiales Mexicanas-Pesc o sus actualizaciones -SEMARNAT) y los acuerdos publicados en el Diario Oficial de la Federación, los cuales están orientados a recursos con importancia biológica, social o económica. En el área de estudio también existen acuerdos internacionales que México ha suscrito para proteger algunas especies consideradas

amenazadas o en peligro de extinción. En términos generales, todas estas medidas regulatorias inciden a nivel poblacional: vedas temporales y espaciales, límite de permisos expedidos, tallas mínimas y artes de pesca.

En la Carta Nacional Pesquera están incluidos todos los recursos sujetos a explotación en el Norte del Golfo de California, pero, por su importancia económica y nivel de deterioro, poseen normas específicas el camarón, almeja catarina y la lisa. La NOM-Pesc-006 regula la pesquería de camarón a través de medidas como vedas espacio-temporales, control de esfuerzo, reglamentación de embarcaciones, equipos y artes de pesca y el uso de excluidores de tortugas (Poder Ejecutivo Federal, 1993a y su modificación Poder Ejecutivo Federal, 1997). Del grupo de moluscos únicamente la “almeja Catarina” posee medidas de manejo normativas específicas con la NOM-004-PESC-1993 (Poder Ejecutivo Federal, 1993b). Mientras que para la lisa, la NOM-016-PESC-1994 establece las tallas mínimas y las vedas por zonas de pesca (Poder Ejecutivo Federal, 1995). Existen otros recursos, como los tiburones, cuyo uso se deseaba regular en el PROY-NOM-029-PESC-2000, pero la iniciativa aun continúa en la etapa de negociación (Poder Ejecutivo Federal, 2004).

Para el manejo pesquero de la zona hay normas que están dirigidas a regular las áreas, temporadas y artes de pesca. La más general es la NOM 009PESC-1993 (Poder Ejecutivo Federal, 1994a), que determina las épocas y zonas de veda de diversas especies sujetas a pesca en el país (camarón, ostión, etc.). En el Golfo de California esta la prohibición de redes totoaberas (malla superior a 10 in e hilo monofilamento 36 y 40) (Poder Ejecutivo Federal, 1992b) para intentar reducir el uso de redes de enmalle y el número de embarcaciones de arrastre. Al respecto, también existen acuerdos administrativos regionales (jaiba) y nacionales (tiburón) que regulan la temporadas de pesca y tallas mínimas de los recursos (Márquez-Farías; Molina, 2000).

Las tortugas marinas, totoaba, vaquita marina y el resto de los mamíferos marinos aparecen como recursos amenazados o en peligro de extinción en la NOM-SEMARNAT-059 (Poder Ejecutivo Federal, 2001). Para la protección de las tortugas marinas además existe una veda total (Poder Ejecutivo Federal, 1990) y para la totoaba y la vaquita marina, existe la NOM- SEMARNAT-023 (Poder Ejecutivo Federal, 1994b) donde se regulan las artes de

pesca que inciden sobre ellas en el Golfo de California. En el caso de los mamíferos marinos están también protegidos en el reglamento de la Ley de Pesca (Poder Ejecutivo Federal, 1999).

Actualmente, los permisos otorgados dentro de la Reserva de la Biosfera AGCyDRC aplican para aprovechamientos de camarón, baqueta, cabrilla, verdillo, corvinas, berrugas, sierra, tiburón, manta, jaiba, almeja, mejillón y lisa. Hay veda total para la vaquita marina, totoaba, delfín nariz de botella, delfín común, ballena piloto, ballena de esperma, ballena de aleta, ballena azul, ballena gris, ballena jorobada y lobo marino (INE, 1995). Sin embargo, la actividad pesquera se sigue desarrollando en la captura de especies como corvina, camarón y totoaba (Fermán, 1994). Los orígenes de esta desobediencia de la normatividad son múltiples y complejos, pero se discuten fenómenos como la falta de consulta a pescadores, no considerar fuerzas externas como intereses económicos locales, nacionales e internacionales (McGuire y Valdes-Gardea, 1997) y la abierta disponibilidad del aprovechamiento de los recursos (*tragedia de los comunes*).

Los acuerdos internacionales referentes a las especies protegidas del Norte del Golfo, a los cuales México está suscrito empiezan en 1976, cuando la totoaba fue colocada en el Apéndice I de la Convención Internacional sobre el Tráfico de Especies Silvestres (CITES, 2003), como especie en peligro de extinción. De igual forma, en 1979 el Servicio de Pesquerías Marinas de Estados Unidos incluyó a la totoaba en la misma categoría [Federal Register 44(99):29478-29480]. En tanto la vaquita marina, por ser una de las cuatro especies de mamíferos marinos en mayor peligro de extinción del mundo (Jefferson y Leatherwood, 1995), está clasificada dentro las categorías más críticas de las especies amenazadas por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN- *World Conservation Union*) y la Convención Internacional para el Tráfico de Especies en Peligro de Fauna y Flora Silvestres (IUCN, 2000; CITES, *op cit.*).

1.2.1b Análisis de la dinámica pesquera; desde una perspectiva poblacional

Las investigaciones pesqueras en el área de estudios se orientan principalmente a recursos con importancia económica o aquellos directamente impactados por las actividades humanas. Y, aunque se ha dado recientemente un aumento en el conocimiento sobre la sistemática y

distribución de los recursos (Hastings *et al.*, 2004), aun las investigaciones de este tipo, son recientes, escasas y únicas (Brusca, 2004a).

Dentro de las especies comerciales, sólo poseen estudios específicos el camarón (García de Quevedo, 1990; Galindo, 2003), la jaiba (Morales *et al.*, 2000) y los elasmobranquios (Márquez-Farías *et al.*, 1999). En ellos, se describe la historia de la pesquería, especies principales que la componen, artes de pesca, estado actual del recurso, medidas de manejo y procesos biofísicos que interactúan con sus poblaciones. Con el propósito de generar insumos para su manejo, instancias del gobierno federal han realizado ejercicios generales sobre estas y otras pesquerías (lisa, caracol panocha, almeja, calamar, etc.), pero la información esta a diferentes escalas con lo que se integra a otras zonas de pesca (Briones *et al.*, 2000; Márquez-Farías, 2000; Sierra *et al.*, 2000; Poder Ejecutivo Federal, 2004).

En el caso de las especies protegidas existen trabajos específicos para la vaquita marina, totoaba y lobo marino y, en general, en todo el Golfo de California para las poblaciones de mamíferos marinos (Zavala-González *et al.*, 1994) y tortugas (Brusca *et al.*, 2004b). En el caso de la vaquita marina las investigaciones se han orientado su tasa de mortalidad en redes agalleras, ciclo de vida, dieta, distribución de edades, genética, áreas de principales de distribución y tamaño actual de su población y proyecciones futuras (Rojas, 1998; Jaramillo-Legorreta *et al.*, 1999; Ortiz, 2002). En la totoaba, se ampliado el conocimiento sobre edad y crecimiento, distribución, estado actual y su reproducción en cautiverio (Cisneros-Mata *et al.*, 1995; Pedrín-Ozuna *et al.*, 2001). Sobre los lobos marinos se encontraron trabajos en el área de estudio que examinan su estado poblacional y la localización de sus principales colonias (Auriol-Gamboa y Zavala-González, 1994; Szteren *et al.*, 2004).

1.2.2 Áreas de interés en el manejo de recurso (regionalizaciones)

En el Norte del Golfo de California se han realizado dos tipos de regionalizaciones para el manejo de los recursos marinos, las dirigidas a la planeación de las actividades productivas y las orientadas a la protección de los recursos. Aunque ambas están fuertemente ligadas, las primeras incluyen los trabajos sobre la zonas de explotación de la flota artesanal (Cudney y

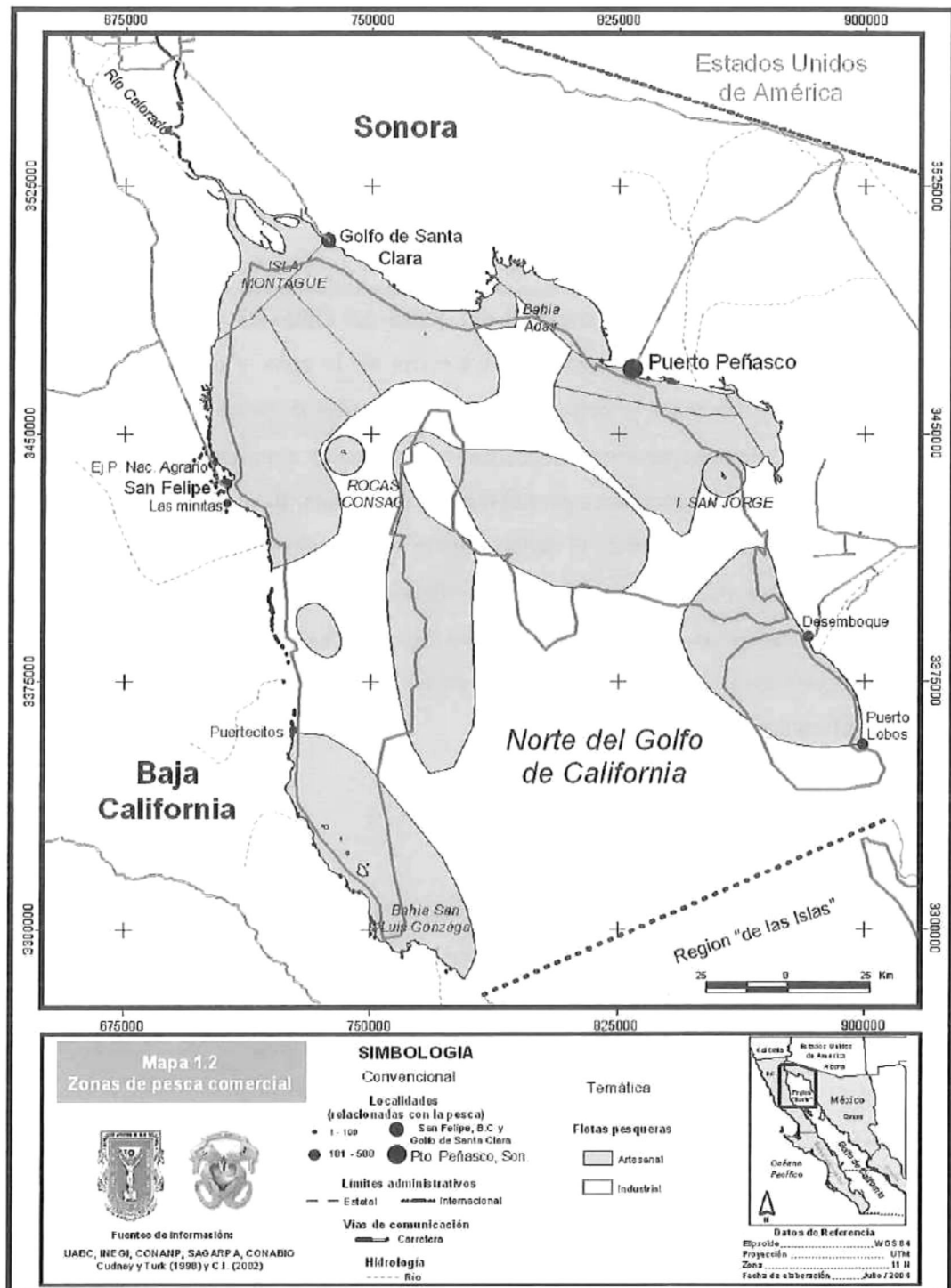
Turk, 1998) e industrial (C.I., 2002). En tanto que, en las regionalizaciones que se dirigen a la protección de la riqueza biótica, se proponen sitios para conservación con base en condiciones clave como presencia de especies carismáticas, condiciones prístinas o lugares ecológicamente importantes.

1.2.2a Pesca comercial

Probablemente el trabajo de Cudney y Turk (1998) es el ejercicio descriptivo más completo de la pesquería artesanal del Norte del Golfo de California. En su análisis por especies comerciales, describieron la historia de la zona y de sus pesquerías principales, identificaron las zonas principales de extracción, artes de pesca, sus usuarios y problemáticas por uso. Además, mediante entrevistas estructuradas a pescadores, analizaron la visión y propuestas de los pescadores para el manejo de la zona. Respecto al comportamiento espacial de la pesquería industrial, el único trabajo encontrado fue el realizado por Conservación Internacional (C.I., 2002). Utilizaron entrevistas a capitanes de los barcos camaroneros, quienes a partir de las “pegazones” (rocas o bajos peligrosos para la navegación) identificaron las zonas de pesca de todo el Golfo de California. El mapa 1.2 muestra ambos tipos de zonificaciones.

1.2.2b Protección

Hay dos tipos de regionalizaciones que se dirigen a la protección de la riqueza biótica (Mapa 1.3): aquellas donde los sitios para conservación se eligen con base en la presencia de especies carismáticas, y aquellos que son seleccionados por sus condiciones prístinas o ser ecológicamente importantes. De estos últimos, por el empleo de un análisis sistemático e integral, destacan el plan de manejo de la Reserva de la Biosfera AGOCyDRC (INE, 1995) y la propuesta para el Ordenamiento del Golfo de California (INE, 2003) (Mapa 1.3).

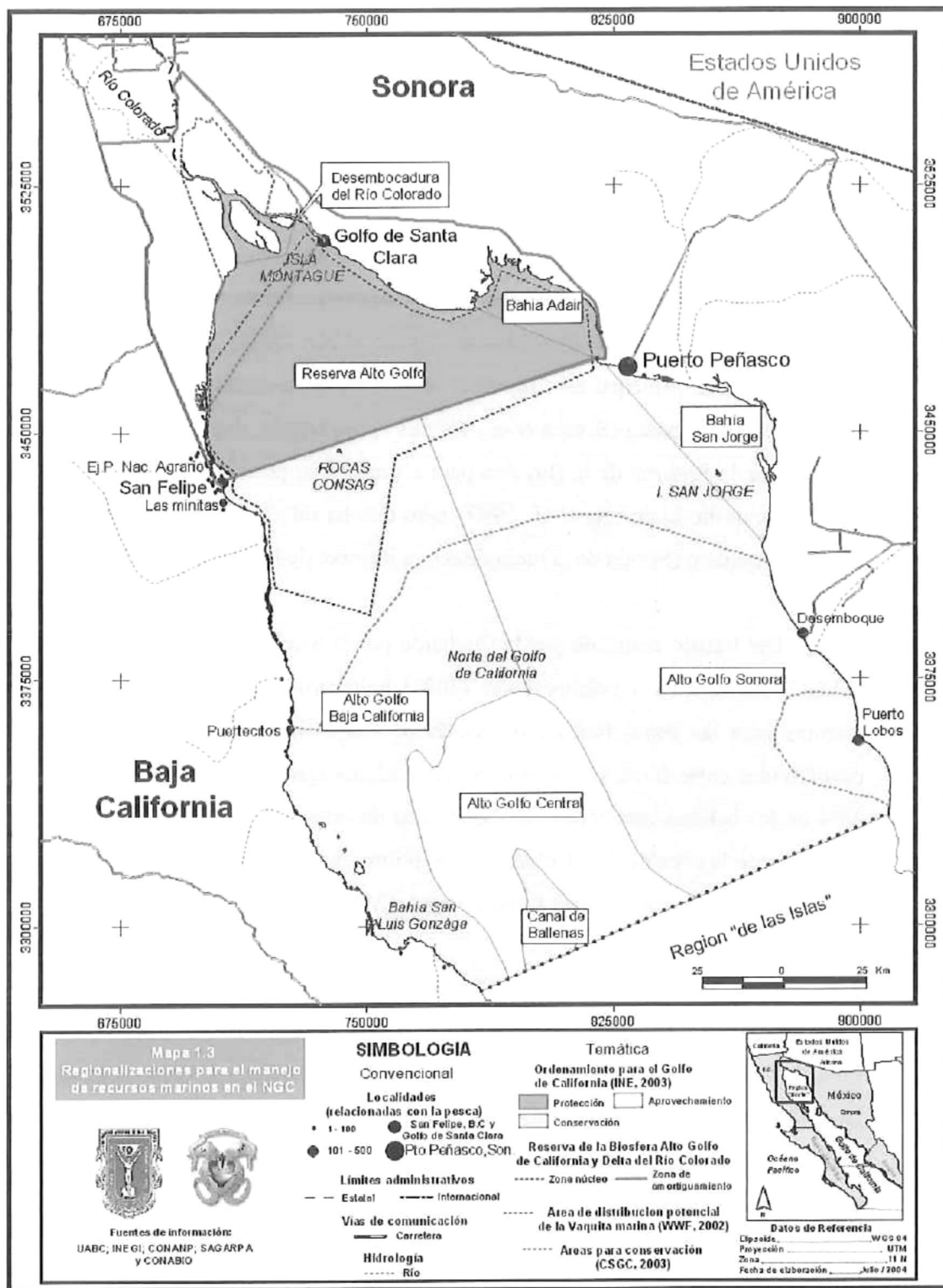


Mapa 1.2. Zonas de aprovechamiento de las dos principales flotas pesqueras del Norte del Golfo de California. (Fuentes de información: Cudney y Turk, 1998; C.I. 2002).

La zona de distribución principal de la vaquita marina es posiblemente el área más importante para los fines de la conservación del Golfo de California. La distribución geográfica de su población se ha redefinido según aumenta el conocimiento de su comportamiento. Con información actual (registros acústicos, reportes de animales varados y capturados incidentalmente en redes pesqueras y entrevistas a pescadores), se ha encontrado que su ubicación se relaciona con el tipo de fondo y la profundidad (10-56 m) (prefieren el compuesto arcilla-limo) (INE, 2004). La mayoría de los avistamientos de la vaquita marina son en la zona Noroeste del Golfo de California (WWF, 2004), específicamente, alrededor de San Felipe y Rocas Consag (Brusca *et al.*, 2004c; Urbán, 2004) (Mapa 1.3). Por lo que estima que su población principal esta fuera de la Reserva de la Biosfera, donde esta sujeta a una fuerte presión por pesca (Brusca *et al.*, 2004c). Actualmente, se propone la redelimitación del polígono de la Reserva de la Biosfera para alcanzar una protección más eficaz de la vaquita marina (Jaramillo-Legorreta *et al.*, 1999), pero esto ha sido motivo de grandes discusiones con el sector pesquero (Sesión de la mesa directiva Reserva de la Biosfera AGCyDRC, com.pers.).

Del trabajo realizado por la Coalición por la Sustentabilidad del Golfo de California (CSGC, 2001), Sala y colaboradores (2002) publicaron una propuesta de red de reservas marinas para las zonas rocosas del Golfo de California. Mediante la consideración de la conectividad entre áreas, se encontraron 17 unidades agrupadas en 13 reservas, cubriendo un 40% de los habitats arrecifales del Golfo. Dos de estas unidades están en el área de estudio, una cubre de la boca del Río Colorado a los límites de la Reserva de la Biosfera AGCyDRC, y otra se encuentra frente a Punta Lobos, Sonora (Mapa 1.3).

La única zona con estatus normativo de protección en la región corresponde a la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado (Mapa 1.3). Es el intento gubernamental más reciente (ya antes había sido decretada como zona de protección y de exclusión de la actividad pesquera) por proteger a las especies marinas y terrestres consideradas como endémicas, en peligro de extinción (vaquita marina, totoaba, el palmoteador de yuma y el pez cachorrillo del desierto) e importantes comercialmente (camarón azul, café, blanco, corvina boca amarilla, etc.) (Poder Ejecutivo Federal, 1993c). Su creación, también fue un símbolo en el cual México cumplió, bajo una presión política y económica, los acuerdos internacionales contraídos sobre la protección de sus recursos naturales (McGuire y Valdez-Gardea, 1997).



Mapa 1.3. Regionalizaciones para la protección de los recursos marinos en el Norte del Golfo de California. (Fuentes de información: CSGC, 2001; INE, 2003; INE, 2004).

De acuerdo al modelo internacional de Naciones Unidas para el programa “El hombre y la biosfera”, esta Reserva de la Biosfera fue diseñada con áreas núcleo y de amortiguamiento. Las primeras, por sus características sobresalientes (mejor conservadas o poco alteradas, ecosistemas o fenómenos de particular importancia, etc.) requieren de una protección especial. En dichas zonas están autorizadas actividades de preservación, investigación científica y educación ecológica, y pueden limitarse o prohibirse aquellos aprovechamientos que alteren los ecosistemas. Para proteger a las zonas núcleo de impactos exteriores se determinan las áreas de amortiguamiento que las rodeen. En ellas sólo podrán realizarse actividades productivas de aprovechamiento sustentable emprendidas por las comunidades que habitan en la zona al momento de la expedición del área protegida.

Según la normatividad ambiental (LEGEEPA) los planes de manejo de las protegidas se deben de revisar cada diez años (Poder Ejecutivo Federal, 1988). De manera que en la Reserva de la Biosfera AGCyDRC actualmente aplica el plan de manejo aprobado (INE, 1995), pero ya se posee una propuesta para un nuevo plan de manejo (INE, 2004). En el primero, la zonificación se realizó bajo el enfoque sintético (conjunto de unidades ambientales con rasgos bióticos y abióticos homogéneos) y utilizando criterios de profundidad y de turbidez para identificar las unidades ambientales marinas. En cada una de las unidades se establecieron criterios de pesca y turismo y se establecieron tres políticas ambientales: protección, protección con uso activo y aprovechamiento con control.

Aunque el Ordenamiento para el Golfo de California aún está en la etapa de consulta, se consideró una de sus primeras regionalizaciones por que en su construcción se consideraron aspectos biofísicos (batimetría y sedimentos) y biológicos (productividad). Son ocho las unidades de esta regionalización que quedan dentro de la región de estudio (Mapa 1.3). Tres poseen el estatus de protección (Reserva de la Biosfera, desembocadura del Río Colorado y Bahía Adair) y sus recomendaciones se sujetan a lo emitido en el plan de manejo de la Reserva de la Biosfera (INE, *op cit*). En otras cuatro (Bahía San Jorge, canal de Ballenas y Alto Golfo Baja California y Sonora) se recomienda su conservación mediante usos que no impliquen cambios masivos. Solamente una (Alto Golfo Central) está dentro de la categoría de aprovechamiento y se propone mantener el uso actual, siempre y cuando no se comprometa su capacidad de carga (INE, 2003).

Integrando toda la información anterior, se observa que el manejo de los recursos marinos del área de estudio y el mundo ha utilizado a la ecología de poblaciones como el principal marco conceptual. Sin embargo, para atender la problemática desde un punto de vista más integral, recientemente han surgido esfuerzos holísticos y sistémicos que emplean herramientas como: indicadores ambientales, Ecosim y Ecopath y Sistemas de Información Geográfica. Aunque el análisis cualitativo es una herramienta potencial para el manejo de recursos no existen ejercicios, en México ni el Norte del Golfo de California, que exploren su uso para respaldar la toma de decisiones y la generación de hipótesis de investigación.

II. Marco conceptual

El presente trabajo se desarrolló dentro de tres ámbitos teóricos: análisis cualitativo, indicadores ambientales y marco Presión-Estado-Respuesta (PER). Esta elección conceptual obedeció a características del Norte del Golfo de California como problemática pesquera, usuarios, conocimiento actual de los ecosistemas, información disponible, etc. En tanto que, la construcción de los modelos siguió los lineamientos establecidos por Turner y colaboradores (2001) y, se desarrolló dentro de dos niveles de la ecología: comunidad y paisaje.

2.1 Modelos de sistemas

Un sistema es una entidad organizada en la cual los subsistemas interconectados crean una unidad que tiene características propias; propiedades que no son predecibles a partir del análisis independiente de las partes o interconexiones del sistema (Keller y Golley, 2000). Los modelos son una importante herramienta que permite hacer representaciones simplificadas y abstractas de sistemas complejos (Turner *et al.*, *op cit*). Los modelos son construidos y usados ante la imposibilidad de trabajar directamente con la complejidad de los sistemas reales (Ford, 1999).

Aunque en los modelos de sistemas la simplificación de la realidad sea legítima y necesaria, se debe tener precaución al interpretar las predicciones alcanzadas. Como construcciones teóricas que son, es prácticamente imposible que los resultados de un modelo ofrezcan la verdad total. Además, la simplificación legítima de un modelo no depende únicamente de la realidad descrita, sino también del estado de conocimiento de la ciencia (Puccia y Levins, 1985).

Los modelos, según sus objetivos, pueden ser de muy diferente naturaleza. De manera general, existen los modelos físicos (replicas materiales y reducidas de los objetos o sistemas bajo estudio) y abstractos (uso de símbolos para representar los sistemas estudiados). Las clasificaciones más específicas varían según la filosofía de la metodología: determinístico vs estocástico, analítico vs simulación, dinámico vs estático, continuo vs discreto (con base en procesos) vs empírico (Turner *et al.*, *op cit*).

Existen diferentes pasos a seguir en la construcción de un modelo científico. Algunas de las etapas más importantes en su construcción radican en identificar objetivos, conocer el sistema y reconocer las variables clave y sus interconexiones (Ford, 1999). Turner y colaboradores (2001) propone una serie de pasos para la construcción de modelos ecológicos (Fig. 2.1):

- a) Definir el problema: La importancia de esta etapa reside en que la claridad en los objetivos permite definir correctamente la forma, grado de complejidad, escalas espaciales y temporales del modelo. Ignorar la importancia de esta etapa frecuentemente lleva a una mala aplicación o interpretación de los resultados.
- b) Desarrollar la parte conceptual: Identificar límites, categorizar e identificar las relaciones entre los componentes y describir los patrones de comportamiento esperados, definir la escala a trabajar, condiciones iniciales, influencia de factores externos, etc. Existen dos acercamientos para definir el sistema: seleccionar únicamente los componentes necesarios e incluir todas las variables inmiscuidas.
- c) Seleccionar el tipo de modelo: El modelo a desarrollar se debe seleccionar una vez definido el problema y el sistema (naturaleza de las interacciones y procesos). La decisión depende en gran medida del uso esperado del modelo, su complejidad y el tipo y disponibilidad de información.
- d) Desarrollar el modelo: Se generan las ecuaciones y operaciones lógicas. Esta etapa suele ser tan compleja que frecuentemente obliga a realizar ajustes en el tipo de modelo.
- e) Implementar la parte computacional: Se debe identificar si existe o se tienen que desarrollar los recursos de hardware y software.
- f) Estimar parámetros. Se definen los valores de las variables y entradas del modelo. Todos los valores deben ser consistentes con los propósitos del modelo y con las ecuaciones empleadas. Esta parte es interactiva con la de implementación y evaluación.
- g) Evaluar el modelo. Se comparan los resultados del modelo con datos para entender la sensibilidad del modelo. De acuerdo a los objetivos del modelo los resultados pueden ser comparados con los datos en forma gráfica, estadística y tabular (predicciones del modelo, datos y rangos).

- h) Analizar la sensibilidad. Se hace la evaluación de la importancia relativa de los parámetros dentro del modelo. Pequeños cambios en un parámetro pueden influir significativamente en los resultados o viceversa.
- i) Experimentar y realizar predicciones. La corroboración de predicciones a través de un amplio rango de condiciones permite confirmar las hipótesis y supuestos utilizados. En esta etapa se hacen las predicciones y se analizan con datos relacionados.

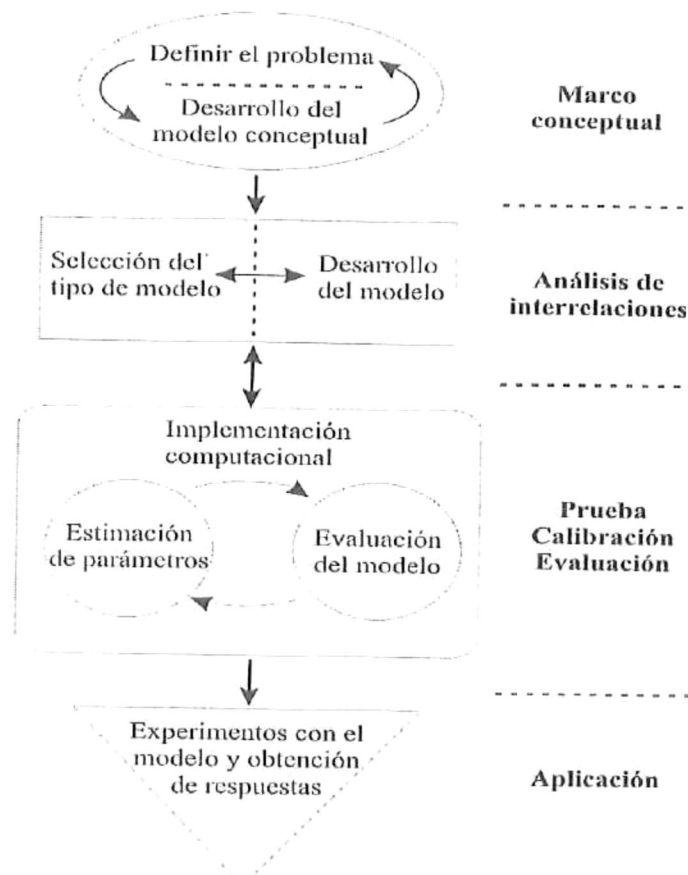


Figura 2.1. Diagrama de flujo con los principales pasos a seguir en la construcción de un modelo teórico. (Tomado de Turner *et al.*, 2001).

La implementación de modelos espaciales, en el estudio de los ecosistemas, se ha dado a partir de variables, entradas o procesos que poseen una localización espacial. Tales modelos han permitido identificar y analizar procesos relacionados con la dinámica de distribución de los recursos naturales. Sus resultados han sido especialmente útiles para precisar problemáticas y aclarar conceptos, como un medio de análisis de datos y

comunicación de resultados, así como para hacer predicciones sobre hipótesis planteadas (Turner *et al.*, 2001).

2.1.1 Modelos cuantitativos y cualitativos

Generalmente, en el desarrollo de modelos se busca el empleo de metodologías cuantitativas que incorporen información precisa y cuantificable para que sus predicciones posean fortaleza (Bodini, 1998). Sin embargo, son especialmente difíciles de modelar cuantitativamente aquellos sistemas en los cuales no se conocen con claridad todos sus componentes; se dificulta analizarlos aisladamente; son difíciles de medir y poseen una alta capacidad de establecer nuevas conexiones (Puccia y Levins, 1985). Según el DFW (2001a), algunas limitantes de los modelos cuantitativos en análisis ecosistémicos y de multiespecies son:

- a) La carencia de bases de datos robustas lleva a que, para obtener resultados precisos, se asuman supuestos insostenibles o sólo aplicables bajo condiciones o sistemas únicos.
- b) La generación de información consume un tiempo necesario para realizar predicciones críticamente importantes.
- c) En medios variables la construcción de modelos se dificulta cuando la información sólo cubre ciertos periodos de tiempo.
- d) El proceso de simulación consume mucho tiempo, limitando el número de escenarios analizados.
- e) Los modelos matemáticos suelen causar intimidación.

En los métodos cualitativos la precisión y la cuantificación no son primordiales y son sacrificadas por el entendimiento de las relaciones de causalidad que se dan entre los sistemas. Se construyen con información relevante que, además de permitir el entendimiento del sistema, ayudan a determinar las mediciones realmente necesarias. Cuando las características del sistema lo permiten, un análisis cualitativo puede hacer predicciones, guiar la experimentación o es un acercamiento preliminar a métodos de simulación más sistemáticos (Puccia y Levins, *op cit*).

El análisis cualitativo (*loop analysis*, en inglés) es una metodología matemática que formalmente procede del ámbito de la ingeniería. Su aplicación en el manejo de recursos permite predecir la estabilidad (capacidad de regresar a los niveles de equilibrio que prevalecían antes de un disturbio) de los sistemas como una consecuencia de la interacción de los constituyentes ambientales (Li y Moyle, 1981). Entre las bondades del análisis cualitativo se encuentran (DFW, 2001a):

- a) Las relaciones se expresan en términos de la dirección de la retroalimentación, se pueden incluir variables de medición difícil y representar múltiples arreglos de interacciones ecológicas.
- b) Se integran datos de naturaleza diferente y provee una base para incorporar información cualitativa a modelos matemáticos.
- c) Se pueden hacer predicciones considerando entradas por variables de manejo o de disturbios.
- d) Es útil en la evaluación de manejo adaptativo, debido a su versatilidad para analizar todos los escenarios posibles y generar respuestas de manejo *a priori*.
- e) Permite realizar un manejo de recursos más adecuado porque reflejan tanto rutas directas como indirectas de retroalimentación.
- f) Es un primer paso lógico y son complementarios de los modelos cuantitativos que, para el análisis ecosistémico de pesquerías, utilizan herramientas como Ecopath, Ecosim, Ecospace y FISAT (SAGARPA-INP, 2004).

2.2 Indicadores ambientales

En el manejo de recursos costeros se identifica a la búsqueda de información como una etapa fundamental (Doody, 2003). Durante esta etapa, se suscitan diferentes problemáticas entre las que destacan una carencia de bases de información (Done y Reichelt, 1998; Espinoza-Tenorio, 2001; Suárez, 2004) y datos de diferente naturaleza (social, económica, biológica, etc.) y escala (local, regional, internacional, etc.) (Noss, 1997). Tal complejidad en la información que emplea, motiva la búsqueda de rasgos o parámetros representativos de los procesos costeros que faciliten conocer el estado de salud ambiental.

Un indicador es un parámetro o valor derivado de diferentes variables que provee información acerca de un fenómeno o proceso. Según la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OECD), sus dos mayores funciones son el reducir el número de mediciones necesarias para alcanzar un conocimiento de las condiciones estudiadas y simplificar el proceso de acceso a los resultados por parte de los usuarios. Para que un parámetro sea válido como indicador ambiental debe de cumplir al menos tres criterios generales (OECD, 1993):

- a) Relevancia política: proveer información representativa, facilidad de interpretar, mostrar tendencias históricas, sensible a cambios, comparable internacionalmente, aplicable a temas regionales de importancia nacional y tener valores de referencia con lo que puedan ser comparados.
- b) Validez analítica: teóricamente fundamentados, consenso internacional y capacidad de ser incluidos en modelos económicos, pronósticos y sistemas de información.
- c) Facilidad de medición: los datos generados para el indicador deberá poseer una relación costo/beneficio razonable, estar bien documentados y actualizados y ser de calidad.

Al respecto, en su revisión bibliográfica, Ahumada (2000) encontró que otros criterios importantes a considerar en la selección de indicadores ambientales son amplia cobertura (capaz de prever cambios en la comunidad entera), costo de inversión mínimo y relevancia biológica o social.

Los indicadores pueden ser de diferentes tipos según la naturaleza de su información (social, económica, biológica, etc.) o escala (local, regional, internacional, etc.). Los indicadores ecológicos se usan en la evaluación de la biodiversidad y aspectos biológicos de la evaluación de programas ambientales, y se pueden dividir en estructurales (forma en que se organizan temporalmente los elementos), composicionales (conjunto de elementos: abundancia de especies, poblaciones tipos y distribución de hábitats en el paisaje, etc.) y funcionales (procesos que generan la biodiversidad: climáticos, evolutivos, ecológicos, etc.) (Noss, 1997).

Los indicadores ecológicos también se pueden dividir según su escala y paradigmas de la ecología (autoecología, sinecología-ecosistemas-fitosociología y ecología del paisaje). La complejidad de los sistemas biológicos sugiere que su evaluación incorpore a indicadores de diferentes niveles de organización y escalas espaciotemporales. Por su mayor sensibilidad a la degradación, facilidad de seguimiento e información disponible, los más ampliamente utilizados son los autoecológicos (población-especie). De manera que, para definir prioridades de conservación y manejo, generalmente se utilizan como indicadores ecológicos a especies endémicas, en peligro de extinción, amenazadas, vulnerables, carismáticas, claves, etc. Los indicadores ecológicos a nivel paisaje son variables de la ecología del disturbio. Su implementación se ha facilitado por el desarrollo de sensores remotos y Sistemas de Información Geográfica (SIG) (Ahumada, 2000; Espejel *et al.*, 2004a). Dentro de los programas de protección y conservación un error frecuente es el uso, por simple extrapolación, de indicadores autoecológicos para analizar niveles ecológicos superiores (Gladstone, 2001).

Otro tipo de indicadores son aquellos que aportan información sobre actividades humanas y su relación con los recursos naturales. En el caso de los indicadores pesqueros, su empleo, además de permitir conocer el estado de los recursos explotados, generan información sobre accesibilidad, intensidad de extracción, efectividad en la regulación, investigación, etc. (SEMARNAT, 2000). Sin embargo, el empleo inadecuado de este tipo de indicadores también puede generar sobreestimación o subestimación de información, repercutiendo en conflictos sociales y políticas inviables (Christie *et al.*, 2004).

2.2.1 Marco teórico Presión-Estado-Respuesta

Los indicadores pueden ser generados y organizados según marcos teóricos. El marco Presión-Estado-Respuesta (PER) empezó a desarrollarse en los 80's por los Gobiernos Canadiense y Alemán para la evaluación de la pérdida y mantenimiento de la integridad biológica o desempeño ambiental (Vandermeulen, 1998). Pero es en 1989, cuando el concepto se inserta en la solicitud del "Grupo de los Siete" a la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico para medir el desarrollo sustentable de países o regiones y el desempeño de medidas de manejo (OECD, 1993).

El marco PER tiene como base el concepto de causalidad. Esto es, considera que las actividades humanas ejercen *presiones* que cambian la calidad y cantidad de los recursos naturales (*estado*). Por lo que la sociedad *responde* a través de políticas ambientales, económicas o sectoriales encaminadas a modificar las *presiones* iniciales (Fig. 2.2).

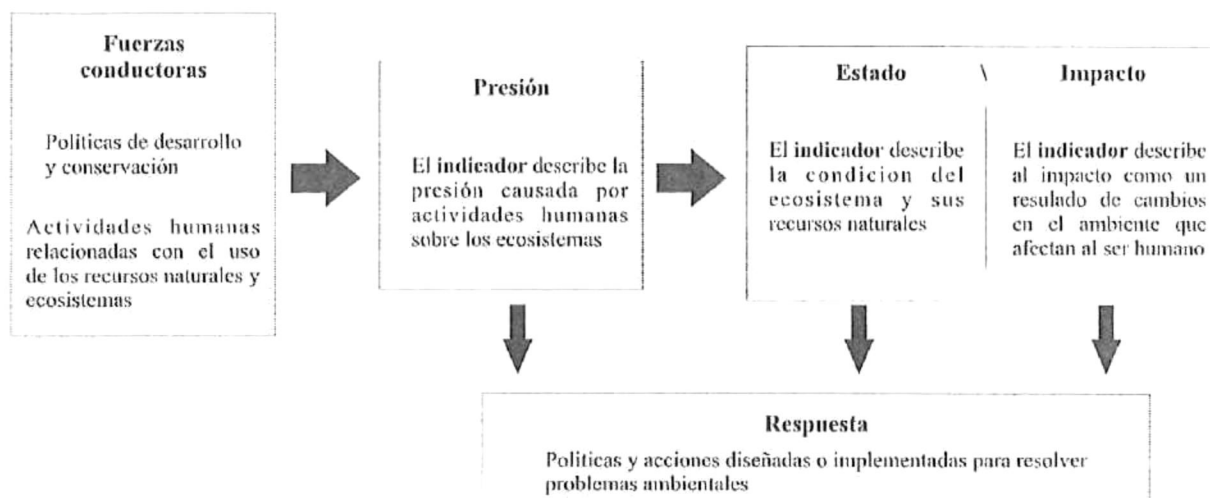


Figura 2.2. Construcción conceptual del modelo Presión-Estado-Respuesta. (Modificado de Lourens *et al.*, 1997).

Los indicadores de *presión* se pueden distinguir como aquellos que describen las fuerzas ejercidas directas sobre el ambiente y están normalmente relacionados con emisiones o consumo de recursos. Una variante de estos indicadores, son los de amenazas potenciales, empleados para detectar procesos ambientales o actividades humanas con incidencia en el ambiente. En el caso de los indicadores de *estado*, son diseñados para ofrecer información acerca de la situación del estado natural (ecosistemas, biodiversidad, recursos naturales, etc.). Por el nivel de modificación del estado y su relación con el hombre, se les puede clasificar en: de precaución temprana y de amenazas (Espejel *et al.*, 2004a)

Los indicadores de *respuesta* incluyen acciones colectivas o individuales dirigidas a mitigar, controlar o prevenir impactos humanos negativos, y generalmente se expresan como políticas o normatividad. La OECD (1993) menciona que este tipo de indicadores cualitativos aun se encuentra en desarrollo, pues existe dificultad al compararlos con los indicadores de presión y estado que por naturaleza son cuantitativos.

2.3 Dos niveles de ecología: comunidad y paisaje

La ecología utiliza diferentes niveles de complejidad para el estudio de la naturaleza. El nombre y el número de niveles cambian según la corriente filosófica pero, de manera general, se considera: individuos, población, comunidad, ecotopo, paisaje, bioma o ecoregión y biosfera (Keller y Golley, 2000). Por el ensamble metodológico seleccionado el presente estudio incorpora conceptos de la comunidad y de paisaje.

El concepto comunidad dentro de ecología se define como aquella biota (organizada por especies) que tienen intereses o características comunes. Proveniente de la ecología humana, conceptualmente el término se distingue por no incluir la interacción de la biota con el medio ambiente y ser tratado como una entidad con límite y escala bien definida. Sin embargo, tales consideraciones crean controversias (¿cómo se reconocen los límites de una comunidad?, ¿cómo se define a escala microambiente?, etc.) y son el origen de líneas de investigación (Keller y Golley, *op cit*).

2.3.1 Ecología del paisaje

La ecología del paisaje es el estudio de los efectos recíprocos entre los patrones espaciales y procesos ecológicos (Hunsaker y Hughes, 2002). Su unidad de estudio, el paisaje, se define como un área espacialmente heterogénea en al menos un factor de interés. El creciente interés en estudios a este nivel se debe a la necesidad de estimar de manera rápida impactos a grandes escalas. También fue fundamental la inclusión del concepto de escala en ecología y el avance de la tecnología (la disponibilidad de datos espaciales y de computadoras y programas para manipularlos) (Seelbach *et al.*, 2002).

El término fue utilizado por primera vez (1939) por el Alemán biogeógrafo Carl Troll, y surgió del análisis entre la geografía regional y la ecología, no obstante que, una definición similar fue desarrollada por Sukachev a mediados de siglo (1944, 1945) en la bio-oceanología. Dos importantes precursores fueron la fitosociología (por el estudio de la relación entre la distribución espacial de asociaciones vegetales y patrones ambientales) y la biogeografía (a

través de la relación entre parches de vegetación natural y la teoría general de biogeografía de islas) (Turner *et al.*, 2001).

Según Hunsaker y Hughes (2002), son dos los aspectos que distinguen a la ecología del paisaje de otras subdisciplinas de la ecología: 1) considera que el arreglo espacial de los componentes influye en los procesos ecológicos y 2) el estudio de extensiones espaciales que la ocupa es mucho más grande que las utilizadas comúnmente en la ecología. Al respecto, un término común en la ecología del paisaje es la regionalización; concepto empleado para simplificar el análisis de grandes extensiones geográficas en áreas de dimensiones menores y con atributos compartidos (Seelbach *et al.*, 2002).

Por considerar a los ecosistemas inmersos en un mosaico espacial, la ecología del paisaje es aplicada a través de un amplio rango de escalas. Debido a que no existen escalas que sean universalmente utilizables, la escala correcta debe ser aquella que mejor permita caracterizar las interrelaciones entre la heterogeneidad espacial y el proceso de interés. La selección adecuada de la escala es fundamental, pues de una correcta elección de escala dependerá todo el entendimiento del paisaje. Los procesos que ocurren a escalas más finas, deberán ser entendidos como mecanismos que explican la dinámica del paisaje, mientras que los patrones más amplios serán considerados como la dinámica donde están inmersos (Turner *et al.*, *op cit*).

Por su naturaleza, la ecología del paisaje es multidisciplinaria. Recibe contribuciones importantes de ciencias como la geografía, economía, etc. Esta característica ha permitido incluir variables socioeconómicas y ecológicas en el mismo modelo, permitiendo el estudio de la interacción entre los patrones de paisaje (donde las actividades humanas son un factor más) y los procesos ambientales (Steiner, 1991).

Existen pocos trabajos de ecología del paisaje en sistemas acuáticos y el término en inglés “*seascape*” es relativamente nuevo en la literatura (Milton *et al.*, 2004; Simonetta *et al.*, en prensa). Lo reciente de este concepto probablemente se deba a que: a) no hace falta emplear el término, pues en las ciencias acuáticas es más común relacionar características espaciales (tipo de suelo, geología, topografía, vegetación y clima) con respuestas ambientales (fuerza de corrientes, química del agua y comunidades biológicas), b) ya es frecuente el manejo de tres

dimensiones y grandes escalas, c) a los cuerpos de agua se les considera como superficies homogéneas y no se prioriza la necesidad de generar información sobre sus cambios espaciales. En sistemas acuáticos, los trabajos existentes se enfocan en cambios en la columna de agua, vegetación asociada y zonas de inundación. Se analizan aspectos físicos (substrato, forma del cuerpo de agua, temperatura, descargas, etc.), químicos (concentración de nutrientes, conductividad, nivel de acidez, etc.) (Hunsaker y Hughes, 2002).

En ecología del paisaje los modelos son herramientas especialmente útiles por la dificultad de conducir experimentos a esta escala. Algunas de las restricciones que enfrentan estos modelos se dan durante los procesos de replicación y control de condiciones, específicamente por el tamaño, complejidad, costos, logística y dificultad de extrapolar resultados entre escalas. Por lo que, suelen ser utilizados para probar hipótesis bajo condiciones que no pueden ser controladas en campo y cuyo análisis pueden servir como guía en estudios de campo o para explorar las respuestas ecológicas (Turner *et al.*, 2001).

En una búsqueda de artículos especializados sobre ecología del paisaje Turner y colaboradores (*op cit*) encontraron que la aplicación de los modelos como herramienta de manejo varían entre efectos de fragmentación, corredores biológicos, dispersión de especies, manejo de recursos, influencia de factores socioeconómicos sobre el paisaje, etc. En una búsqueda similar, sólo para sistemas acuáticos, Seelbach y colaboradores (2002) encontraron que se enfocaban prioritariamente en aspectos como caracterización de corrientes (cobertura, química, etc.) y distribución y clasificación de hábitats de flora y fauna (princ. invertebrados y peces).

Al integrar toda la información conceptual anterior, se observa que el marco teórico de las herramientas seleccionadas es coherente con el análisis de procesos complejos y dinámicos y, que además de sensible a las relaciones a macroescala entre los recursos y el hombre, son capaces de incorporar datos de diferente naturaleza.

III. Objetivos

3.1. General

Diseñar modelos alternativos con indicadores pesqueros del Norte del Golfo de California que permitan analizar las respuestas de los sistemas propuestos ante diferentes disturbios y estrategias de manejo.

3.2 Específicos

- 1) En el marco conceptual Presión-Estado-Respuesta analizar las pesquerías del Norte del Golfo de California.
- 2) Seleccionar indicadores dentro de las bases de datos disponibles que sean relevantes para la evaluación de las pesquerías y que sean útiles para agrupar las variables al diseñar los modelos alternativos.
- 3) Diseñar los modelos pesqueros alternativos de acuerdo a las variaciones espaciales y temporales de los indicadores de estado y presión.
- 4) Analizar las respuestas de los modelos ante algunas estrategias de manejo propuestas por los actores sociales para el Norte del Golfo de California.

IV. Metodología

En la metodología, se siguieron de manera general las fases sugeridas por Turner y colaboradores (2001) para la construcción de un modelo teórico (Fig. 4.1), aunque se realizaron ajustes de acuerdo al tipo de modelo empleado (cualitativo) y a un acercamiento propio para manejo de recursos. De acuerdo a lo anterior, las fases fueron: a) tipo de modelo empleado, b) desarrollo del modelo y c) predicciones ante algunos escenarios de manejo.

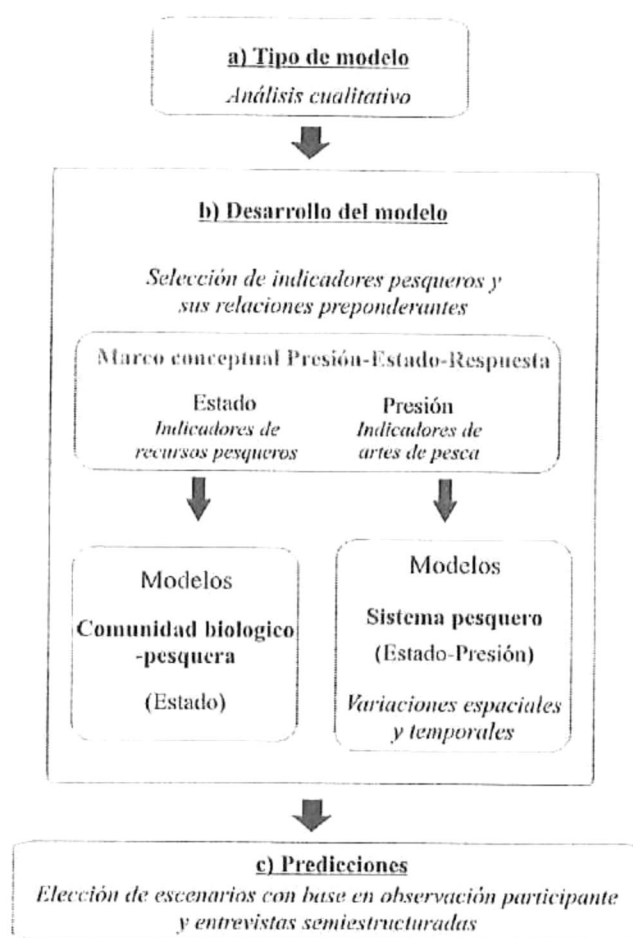


Figura 4.1. Diagrama de flujo metodológico. Las fases siguen de manera general el orden sugerido por Turner y colaboradores (2001).

4.1 Tipo de modelo empleado: Análisis cualitativo

Se utilizó el análisis cualitativo (*loop analysis*, en inglés) para evaluar la respuesta sistémica de las pesquerías del área de estudio ante algunos escenarios de manejo. La elección de esta metodología obedeció a su capacidad de representar al sistema a partir del conocimiento existente e información obtenida directamente de observaciones de campo, sin necesidad de generar mediciones cuantitativas (Puccia y Levins, 1985).

El análisis cualitativo utiliza variables y sus interacciones para representar un sistema (Fig. 4.2). En el caso de las interacciones o relaciones, se expresan de acuerdo al tipo de efecto entre variables: positivo (+) o negativo (-) y, gráficamente, se representan mediante cabezas de flecha o cabezas de círculos, respectivamente. Biológicamente, un efecto positivo sobre una variable significa la existencia de procesos que le repercuten en beneficios o mejores condiciones; lo contrario sucede con una relación negativa, que representa fenómenos adversos para la variable. Los efectos de autorregulación, positivos (flechas) o negativos (círculos), se representan como ligas que inician y terminan en la misma variable y representan a todos aquellos procesos o fenómenos (internos o externos) que no son considerados específicamente en el sistema construido, pero regulan a las variables. A las gráficas finales se les denomina diagramas de signos.

La figura 4.2 muestra un ejemplo modificado de Puccia y Levins (*op cit*) para representar un sistema trófico simple de tres variables. En el sistema, los nutrientes (N) son consumidos por el fitoplancton (F), alimento del zooplancton (Z), nivel que se obtienen nutrientes por medio de exudaciones o la muerte de sus miembros. En el caso de los nutrientes y zooplancton, se considera que sus concentraciones y poblaciones poseen autorregulaciones negativas, es decir, interacciones no incluidas en los modelos por los objetivos del estudio, pero que sin embargo influyen en la dinámica de la variable. En este ejemplo, para los nutrientes podrían ser procesos fisicoquímicos que no fueron considerados, mientras que para el zooplancton, podría ser la competencia entre especies por espacio.

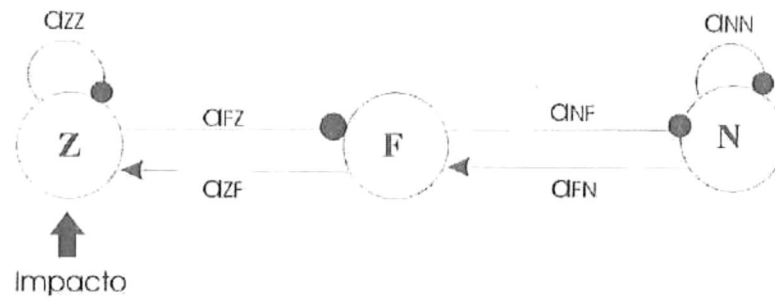


Figura 4.2. Diagrama de signos de un sistema trófico sencillo. Zooplancton (Z), Fitoplancton (F), Nutrientes (N). Relaciones positivas: \rightarrow ; negativas: \bullet . (Modificado de Puccia y Levins, 1985).

Las interrelaciones encontradas se introducen como coeficientes a_{ij} dentro de un arreglo denominado matriz de la comunidad [A].

$$[A] = \begin{pmatrix} a_{ZZ} & a_{ZF} & a_{ZN} \\ a_{FZ} & a_{FF} & a_{FN} \\ a_{NZ} & a_{NF} & a_{NN} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} -1 & 1 & 0 \\ -1 & 0 & 1 \\ 0 & -1 & -1 \end{pmatrix}$$

Una vez identificados los componentes y las relaciones que los unen dentro de los diagramas de signos, se puede evaluar el comportamiento del sistema ante un impacto o disturbio. En los análisis cualitativos se define como impacto a aquel factor externo que puede modificar a uno o más de los componentes, y que por las interconexiones existentes puede provocar modificaciones en todas las variables del sistema. La respuesta de cada variable se resume en una matriz de predicción que se define como la inversa de la matriz de la comunidad $[A]^{-1}$. En el caso del ejemplo zooplancton-fitoplancton-nutrientes la matriz de predicción ante un disturbio positivo que afecta cada variable del sistema sería:

$$[A] = \begin{matrix} & \begin{matrix} Z & F & N \end{matrix} \\ \begin{matrix} Z \\ F \\ N \end{matrix} & \begin{pmatrix} 1 & 1 & 1 \\ -1 & 1 & 1 \\ 1 & -1 & 1 \end{pmatrix} \end{matrix}$$

La respuesta de las variables se lee por columnas y el signo de los valores son interpretados como un aumento (+), disminución (-) o no cambio (0) en la biomasa y abundancia de las poblaciones. Así, la presencia de un factor externo que aumente la concentración de zooplancton, provocará el incremento de nutrientes, por la menor presencia del fitoplancton. Si la disminución del fitoplancton es obvia ante la mayor depredación, al aumento de los nutrientes sólo es claro, cuando se considera que los tres grupos están conectados dentro de una trama trófica.

Schmitz (1997) y Yodzis (1988) sugieren que las predicciones de la matriz inversa (matriz de la comunidad) tienen un alto grado de indeterminación. Al respecto, Dambacher y colaboradores (2002) desarrolló la matriz de predicción pesada para calcular el efecto de un disturbio en todos los miembros de la comunidad asignando un valor de confiabilidad a cada predicción. Este valor proviene de la suma del número de rutas de retroalimentación que contribuyen directa e indirectamente a la respuesta de una variable. El uso de esta tabla permitiría elegir entre aquellos modelos con predicciones significativas (>0.4) y aquellos con predicciones débiles o no significativas. Para el ejercicio de la figura 4.2 la matriz de predicción pesada indica que todas las predicciones son confiables:

$$\begin{array}{c}
 \text{N H D} \\
 \text{N} \\
 \text{D} \\
 \text{H}
 \end{array}
 \begin{array}{c}
 \left(\begin{array}{ccc}
 1 & 1 & 1 \\
 1 & 1 & 1 \\
 1 & 1 & 1
 \end{array} \right)
 \end{array}$$

En el análisis cualitativo se define como estabilidad la capacidad de un sistema de regresar a los niveles de equilibrio que prevalecían antes de un disturbio. Si los niveles de equilibrio aumentan o disminuyen sin límites, oscilando permanentemente, el sistema es considerado inestable (Holling, 1973; Dambacher *et al.*, 2003). Se utilizaron las pruebas de coeficientes (F0) y el criterio de Hurwitz, sugeridos por Puccia y Levins (1985), para estimar la estabilidad de los diagramas y definir la confiabilidad de los modelos.

Para llevar a cabo la técnica de análisis cualitativo se utilizaron dos programas computacionales. El software PowerPlay Digraph Editor versión 2.0 (Westfahl *et al.*, 2002)

para diseñar y obtener los algoritmos de los modelos, y Maple versión 5.00 (Waterloo Maple inc., 1998) para generar las pruebas de estabilidad y las matrices de predicción y ponderada.

4.2 Desarrollo del modelo cualitativo

El desarrollo del modelo se utilizó el conocimiento ecológico (hábitat, hábitos alimenticios, etc.) y pesquero (comportamiento temporal, valor económico, normatividad, etc.) recabado de la literatura existente sobre el Norte del Golfo de California. Esta etapa se dividió en tres partes: a) selección de indicadores que sirvan como variables del modelo, b) identificación de relaciones principales entre indicadores y c) construcción de los modelos.

4.2.1 Selección de indicadores pesqueros

La metodología de análisis cualitativo utiliza variables como componentes del sistema. Para este trabajo, se usó el concepto de indicador ambiental dentro del marco PER para elegir y diseñar dichas variables. De manera que, de acuerdo al sector productivo analizado, se seleccionaron dos tipos de indicadores pesqueros; aquellos que aportan información sobre el estado de la comunidad biológica sujeta a pesca, y los que se refieren a las distintas formas en que ejerce presión dicha actividad a los recursos.

Los indicadores de estado o de recursos biológicos se formaron con especies que de alguna forma se relacionan directamente con la pesca y que están referidas en datos oficiales de las pesquerías comerciales (oficinas de pesca) y literatura local especializada (Cudney y Turk, 1998; González; 2000; Fermán, 2000; De la Cruz, 2003). Los criterios para agrupar las especies en los indicadores fueron: valor pesquero, aspectos taxonómicos y hábitos alimenticios. Por su importancia social y económica, se consideró como un indicador aparte un conjunto de especies con estatus de protección (Poder Ejecutivo Federal, 2001) o con programas de manejo específicos (Poder Ejecutivo Federal, 1990; 1994b). La terminología empleada obedeció a criterios utilizados en la zona para el manejo de los recursos pesqueros (Fermán, 1994; INE, 2004; Laboratorio de Ecología pesquera CICESE, com. pers.).

Para analizar las respuestas de los indicadores de estado se realizaron tres tipos de arreglos:

- a) Se realizó un análisis de la producción de cada pesquería en un periodo de tiempo, con el objetivo de establecer dentro de cada indicador las especies con mayor importancia.
- b) Se identificaron las localidades y las artes de pesca asociadas con cada pesquería.
- c) Se analizaron los indicadores en función del nivel trófico que ocupan en la trama trófica del área de estudio.

El segundo grupo se formó con indicadores de presión pesquera. Se consideró a las artes de pesca como los instrumentos que definen la forma en que se interactúa con los recursos. Los indicadores de presión fueron integrados a partir de la información publicada sobre las artes de pesca (Cudney y Turk, 1998; Nava, 1994). Se agruparon de acuerdo a criterios de selectividad y predominio en la zona.

4.2.2 Selección de relaciones preponderantes

Para identificar las relaciones más importantes se utilizó como criterio principal los hábitos alimenticios de la(s) especie(s) más abundante(s). Se utilizaron dos tipos de relaciones para representar dichas relaciones: entre indicadores y autorregulaciones. En las primeras, se encuentran aquellas que ocurren entre los indicadores: a) Estado-Estado y b) Estado-Presión. Las relaciones entre indicadores de estado, se refieren a las rutas tróficas mediante las que se interconectan las especies en la comunidad biológico-pesquera. Se utilizó la representación más simple de la interacción depredador-presa; donde el primero recibe energía de la presa (\rightarrow), la que a su vez, se ve afectada negativamente por la depredación ($\rightarrow\bullet$). En cambio, las relaciones entre indicadores de estado y de presión, surgen de la interacción entre las artes de pesca y los recursos pesqueros. En este caso, las rutas que los unen, son positivas por el beneficio que se recibe de la extracción de recursos (pesca); y negativa ($\rightarrow\bullet$) por el retiro de individuos de la(s) especie(s) pescada(s).

En el caso de las autorregulaciones, para los indicadores de estado se utilizaron como criterios tanto relaciones alimenticias (hábitos autotróficos y depredación entre especies del mismo indicador) como procesos de densodependencia. Para los indicadores de presión se

consideraron aspectos normativos, técnicos y socioeconómicos (competencia, mercado y apoyos gubernamentales).

4.2.3 Construcción de los modelos pesqueros

Se analizaron dos tipos de modelos: comunidad biológico-pesquera y sistema pesquero, que en términos generales representan sistemas sin pesca y con pesca, respectivamente. En los primeros, se representó, únicamente con los indicadores de estado, la comunidad biológica sujeta a pesca. En cambio, para modelar el sistema pesquero se utilizaron los indicadores de presión y estado y se consideró sus variaciones espaciales y temporales. En esta etapa de construcción, se siguió el acercamiento de Ortiz (2002; 2003) en la modelación de comunidades pesqueras, en lo referente a representar a la comunidad biológica con y sin la variable pesquera dentro del sistema.

4.2.3a Comunidad biológico-pesquera (sin pesca)

En el análisis de comunidad pesquera no se consideró a la pesca como una variable, por lo que se utilizaron únicamente los indicadores de estado y sus relaciones preponderantes. Se diseñaron dos modelos de acuerdo a dos tipos de impactos poblacionales ocasionados por la pesca actual: a) disminución de la abundancia o biomasa de los recursos y b) desaparición de un grupo de especies relacionadas con la pesca. Estos modelos representan un sistema donde la pesca es un disturbio o impacto. En términos teóricos, este tipo de modelos representan un sistema que no ha sido afectado por la pesca o un escenario de protección extrema, donde la pesca esta ausente.

4.2.3b Sistema pesquero (con pesca)

Para analizar al sistema pesquero del Norte del Golfo de California, desde una perspectiva ecosistémica y bajo condiciones actuales, se realizaron tres consideraciones: a) se incluyeron los indicadores de presión dentro del sistema, b) se consideraron las variaciones espaciales y b) temporales. La introducción de los indicadores de presión como variables del sistema sirvió para analizar la función que realizan las distintas artes de pesca sobre la comunidad biológica sujeta a pesca.

Se construyó un sistema de regionalización para analizar la dinámica pesquera espacial y se utilizó terminología de ecología del paisaje para denominar a las áreas identificadas (fragmentos paisajísticos pesqueros). Debido a que los principales usos en la zona son la pesca y la conservación, se superpusieron sus polígonos para delimitar los fragmentos en que está dividida el área de estudio. Para identificar dichos fragmentos se emplearon las zonas de pesca de las flotas artesanal e industrial (Cudney y Turk, 1998; CI, 2002), en tanto que, para las de conservación, se superpusieron los límites de aquellas áreas con estatus normativo de protección (Poder Ejecutivo Federal, 1993c).

Para subdividir la zona por su importancia para la conservación, se identificaron aquellos fragmentos pesqueros que poseen especies con estatus de protección. Se utilizó la presencia de estas especies como criterio por la importancia económica y social que tienen sus poblaciones nacional e internacionalmente, y las repercusiones que han tenido para el sector pesquero del área de estudio (INE, 2004, WWF, 2004).

Para definir la unidad de espacial se utilizó un criterio pesquero, donde la unidad de paisaje se formó a partir de aquellos fragmentos que poseen una dinámica de pesca similar. Así, se consideró que la presencia de las pesquerías comerciales refleja la composición y estructura ecológica de cada fragmento.

Debido a los cambios estacionales que caracterizan al área de estudio, en una misma unidad de pesca pueden alternarse temporalmente las artes de pesca y, por ende, variar las relaciones con los recursos (indicadores de estado). Dichas variaciones se identificaron mediante la superposición de las principales temporadas pesqueras (Avalos, 1974; Nava, 1994; Cudney y Turk, 1998 y González, 2000).

4.3 Predicciones de los modelos

Se evaluaron las predicciones de ambos tipos de modelos ante escenarios generados por algunas estrategias de manejo propuestas para el área de estudio. Para presentar las predicciones se utilizaron tablas de predicción resumidas, donde se presentaron las respuestas

significativas mayoritarias -con un coeficiente de proporción- y sus predicciones similares, pero que no fueron significativas. Se elaboraron mapas para desplegar gráficamente las predicciones en las unidades de paisaje inmiscuidas. Para la construcción de los mapas se utilizó el programa de Sistemas de Información Geográfica ArcView 3.2a (ESRI, 2000).

4.3.1 Identificación de impactos y estrategias de manejo (escenarios)

Se utilizó la literatura publicada y técnicas cualitativas de investigación para identificar algunos de los escenarios pesqueros en el Norte del Golfo de California. Las técnicas cualitativas empleadas fueron la investigación participante y las entrevistas semiestructuradas. Ambas son metodologías de las ciencias sociales que emplea la interacción entre el investigador y los informantes como un medio no intrusivo para obtener datos de un modo sistemático (Taylor y Bogdan, 1990). Con base en estas metodologías, se emplearon dos formas de acercamiento:

- a) Se diseñaron y efectuaron entrevistas no estructuradas y flexibles a individuos y grupos con relación fuertes o conocimientos profundos de la pesquería en la zona (Cuadro 7.11). En su mayoría, consistieron en presentaciones de PowerPoint 2002 (Microsoft, 2001), donde se explicaron aspectos del trabajo (objetivos, metodologías y resultados parciales) y se discutieron y enriquecieron puntos específicos.
- b) Se asistió a talleres, reuniones y congresos del sector gubernamental y no gubernamental referentes al área de estudio. Se realizaron preguntas y se tomó nota de los de los principales puntos de la problemática pesquera.

V. Desarrollo del modelo cualitativo

5.1 Resultados y discusión

El desarrollo del modelo cualitativo se dividió en tres partes: a) selección de indicadores que, de acuerdo marco teórico PER, aportaran información relevante sobre el sistema pesquero, b) identificación de las relaciones principales entre indicadores y c) construcción de los modelos. En las tres etapas, se utilizó el conocimiento ecológico (hábitat, hábitos alimenticios, etc.) y pesquero (comportamiento temporal, valor económico, normatividad, etc.) recabado de la literatura existente sobre el Norte del Golfo de California.

5.1.1 Indicadores pesqueros

Se generaron diez indicadores que permitieron representar cualitativamente la dinámica de aprovechamiento pesquero en el Norte del Golfo de California. Esto resulta especialmente útil en una zona en donde, a pesar de la información generada en las últimas décadas, el conocimiento sobre su biología es aun insuficiente (Brusca *et al.*, 2004). Estos indicadores pesqueros se analizaron dentro del marco teórico PER, lo que además de aportar información sobre el estado (recursos) o presión (artes de pesca) sobre los recursos, permitirá examinar, en capítulos posteriores, los efectos de las políticas pesqueras y conservacionistas (fuerzas motrices) y las respuestas que ocasionan en el sistema (Fig. 5.1).

El acople metodológico de utilizar como variables indicadores ambientales, específicamente pesqueros, es un aspecto novedoso que permite proveer información útil y directa para la generación y evaluación de estrategias de manejo. Generalmente, los modelos ecológicos carecen de la capacidad de generar este tipo de información (Christensen y Walters, 2004).



Figura 5.1. Indicadores pesqueros seleccionados y agrupados de acuerdo al marco PER.

Para que una variable funcione como indicador ambiental debe de cumplir con tres criterios generales (OCDE, 1993): validez analítica, facilidad de medición y relevancia política. Los indicadores pesqueros generados en este trabajo cumplen con dichos criterios ya que su aplicación aporta información sobre un sistema en particular, la pesca en el Norte del Golfo de California, reflejan con sencillez procesos complejos como son las tramas tróficas y explican, indirectamente, situaciones útiles para la toma de decisiones en materia de asignación de intensidades de uso. Por otro lado, los indicadores generados están basados en una revisión de datos pesqueros del área de estudio (oficiales, literatura comercial y especializada, etc.) por lo que el requisito de fácil medición se cumplió, especialmente porque dichas bases de datos tienen atributos compartidos y la cualidad de analizarse por dos vías: por grupos de especies y por artes de pesca. Esta característica hace que las bases de datos sean muy útiles para traducirse como indicadores cualitativos. Además, a pesar de la poca confiabilidad de la información pesquera oficial (González, 2000), el comportamiento de los indicadores se pudieron contrastar entre sí y con otras fuentes de información (literatura especializada, conocimiento empírico, etc.). La actividad pesquera y la de conservación son de suma relevancia política en el área de estudio, por lo que el tratamiento de los indicadores obedeció a prioridades de ambos sectores. De manera general, los indicadores de intensidad de una actividad (incluyendo la nula actividad) fueron seleccionados de acuerdo al planteamiento

de Gómez-Orea (1980), en el sentido de hacer operativa la información ambiental existente para las zonas de estudio.

Existen dos conceptos que se utilizan para categorizar a los parámetros o valores que aportan información sobre un proceso: indicadores e índices. Aunque los índices son un conjunto de indicadores con una temática común, los indicadores también pueden estar integrados por diferentes variables (OECD, 1993). Coherentes con este último caso, los indicadores pesqueros construidos en este trabajo están formados por diferentes especies o arte de pesca, que poseen características similares (interés comercial, taxonomía, hábitos alimenticios, intensidad de uso y selectividad) y que generan información sobre procesos ecológicos, que es muy útil para la toma de decisiones sobre algunos procesos de la pesca del Norte del Golfo de California. Al menos en el aspecto ecológico, Gladstone (2002) ya utilizó e identificó a grupos taxonómicos de especies como indicadores de biodiversidad y como herramientas para la selección de sitios marinos prioritarios para la conservación.

5.1.1a Indicadores de Estado (Recursos biológicos)

Los criterios empleados (valor pesquero, aspectos taxonómicos y hábitos alimenticios) permitieron distribuir a los indicadores de estado o de recursos biológicos en tres grupos: especies objetivo (crustáceos, moluscos, escama y elasmobranquios), captura incidental (omnívora y carnívora) y especies protegidas.

El utilizar los recursos pesqueros para construir los indicadores biológicos permitió asegurar que el análisis sea representativo del estado del sistema pesquero de la zona. El uso de especies o grupos de especies elegidas por aportar información específica de un proceso (ecológicos, económicos, turísticos, etc.), se ha aplicado en una variedad de trabajos de análisis cualitativos (Loisselle *et al.*, 2000; Bodini, 1999; Bodini *et al.*, 2000), pero en ninguno se ha analizado a fondo su función como indicador ambiental.

A pesar de la gran variedad de recursos en el Norte del Golfo de California, se seleccionaron sólo aquellos que aparecieron en las estadísticas oficiales de las tres oficinas de pesca de la zona (San Felipe, Golfo de Santa Clara y Puerto Peñasco) y que estudios previos (González; 2000; Fermán, 1994, 2000; De la Cruz, 2003) habían identificado como de mayor

volumen y permanencia. Esto permitió excluir a otras especies que, aunque la literatura especializada marca su distribución hasta en la zona, no es su principal área de extracción pesquera. Un ejemplo es la sardina monterrey y japonesa que pueden estar presentes ocasionalmente en la zona, pero su distribución principal es en áreas más al Sur (Álvarez, 1983).

Aunque el criterio para clasificar a las especies según sus hábitos alimenticios sólo se utilizó en los miembros de *captura incidental (omnívora y carnívora)*, para evaluar la respuesta de la comunidad los indicadores se colocaron en función del nivel trófico en el que se ubican. Se identificaron tres grupos: aquellos que se encuentran en la base alimenticia de la comunidad pesquera (Cr, M y CIO), los que por sus hábitos alimenticios y menor tamaño son carnívoros primarios (Es y CIC) y los depredadores tope (El y SPr). Este orden de los indicadores coincide con el nivel trófico que, según Morales-Zarate (2001), ocupan las especies de la zona. Fue importante identificar la posición trófica que ocupan las especies en la comunidad, pues su consideración puede explicar patrones de respuestas del medio ambiente, que usualmente son atribuidos a mecanismos fisiológicos (Loiselle *et al.*, 2000). En otros trabajos de análisis cualitativos (Bodini, 1998) las variables biológicas ya se han clasificado según sus hábitos alimenticios (fitoplancton, zooplancton, planctívoros y piscívoros).

i) Especies Objetivo

Se identificaron 25 especies que sirven como recursos pesqueros en el Norte del Golfo de California (Cudney y Turk, 1998; González, 2000; O. Pedrín, com.pers.). Se ordenaron taxonómicamente en cuatro grupos funcionales: crustáceos (Cr), moluscos (M), escama (Es) y elasmobranquios (El).

El grupo de *crustáceos* esta integrado por las especies de camarón y jaiba. Las especies se ordenaron en el cuadro 5.1 de acuerdo a su producción (1993-1998) en las localidades más importantes de la zona. La extracción de camarón azul destaca como la pesquería más importante en volumen (Avalos, 1974) y su principal aporte lo reporta la oficina de pesca en Puerto Peñasco. Son diferentes los hábitos alimenticios y las artes de pesca de ambos miembros de este indicador. La pesquería de la jaiba es relativamente nueva (20 años) y la sustenta principalmente la jaiba verde (Molina, 2000).

Cuadro 5.1. Información biológica y pesquera de los recursos que integran al indicador *crustáceos* (Cr). Los recursos y las localidades se muestran en orden descendente según la producción reportada para el periodo de 1993 a 1998. (Fuentes de información: Amescua, 1996; Cudney y Turk, 1998; Molina, 2000; INE, 2004; O. Pedrín, com.pers).

Recurso	Nombre científico	Hábitos alimenticios	Producción 1993-1998 (tons)	Arte de pesca	Localidades
Camarón	Azul (<i>Litopenaeus stylirostris</i>)	Filtradores	19,234.6	Chinchorro y red de arrastre	Puerto Peñasco San Felipe Golfo de Santa Clara
	Café (<i>L. californiensis</i>)				
Jaiba	Verde (<i>Callinectes belicosus</i>), azul (<i>C. arcuatus</i>) y negra (<i>C. toxotes</i>)	Carnívoros	3,750.9	Trampas	Puerto Peñasco San Felipe Golfo de Santa Clara

El grupo de *moluscos* están integrados por 11 especies (Cuadro 5.2). Su pesquería se realiza predominantemente por buceo, aunque en el caso de la almeja, ocasionalmente también se utilizan redes de arrastre y en el calamar únicamente señuelos. Las pesquerías de almejas y el ostión son las que mayor volumen aportaron para el periodo. De manera general, Puerto Peñasco participa más activamente en la producción, aunque en el caso del calamar no haya reportado ninguna producción. San Felipe es la principal localidad productora de almeja y calamar.

Cuadro 5.2. Información biológica y pesquera de los recursos que integran al indicador *moluscos* (M). Los recursos y las localidades se muestran en orden descendente según la producción reportada para el periodo de 1993 a 1998. (Fuentes de información: Poutiers, 1995a; 1995b; Amescua, 1996; Cudney y Turk, 1998; Danemann, 2002; INE, 2004; O. Pedrín, com.pers).

Recurso	Nombre científico	Hábitos alimenticios	Producción 1993-1998 (tons)	Arte de pesca	Localidades
Almeja	Catarina (<i>Argopecten circularis</i>)	Filtradores	894.3	Recolección manual y arrastre	San Felipe Puerto Peñasco Golfo de Santa Clara
	Pismo (<i>Tibela stultorum</i>)				
Ostión	Ostra de Cortez (<i>Crassostrea corteziensis</i>)	Filtradores	632	Recolección manual	Puerto Peñasco
Caracol	Chino negro (<i>Hexaplex nigritus</i>), Chino rosa (<i>Phyllonotus erythrostoma</i>) y Panocha (<i>Astrea undosa</i> y <i>A. turbanica</i>)	Carnívoros (gasterópodos y bivalvos)	140.5	Recolección manual	Puerto Peñasco San Felipe
Pulpo	<i>Octopus bimaculatus</i> y <i>O. hubbsorum</i>	Carnívoros (crustáceos y moluscos)	43.6	Gancho	Puerto Peñasco San Felipe
Calamar	<i>Dosidicus gigas</i>	Carnívoros (peces y crustáceos)	41.7	Señuelos	San Felipe Golfo de Santa Clara

Dentro de este indicador existen organismos con dos tipos de alimentación. Los filtradores; como la almeja y el ostión y los carnívoros. Dentro de estos últimos, la preferencia por algún tipo de presa cambia, pero en general tienden a consumir a otros moluscos y crustáceos.

Dentro del grupo de *escama* (Es) se encuentran cinco especies consideradas como objetivo de la pesquería (Cuadro 5.3). El Golfo de Santa Clara destaca como la localidad con mayor producción con chinchorro. Respecto a las pesquerías con cimbra, la “baqueta” domina en Puerto Peñasco, mientras la del “extranjero” en San Felipe. El “chano” y la “corvina” fueron las pesquerías con mayor producción. Todas las especies de este grupo tienen hábitos carnívoros; la dieta la componen principalmente peces y crustáceos.

Cuadro 5.3. Información biológica y pesquera de los recursos que integran al indicador *escama* (Es). Los recursos y las localidades se muestran en orden descendente según la producción reportada para el periodo de 1993 a 1998. (Fuentes de información: Allen *et al.*, 1995; Amescua, 1996; Cudney y Turk, 1998; INE, 2004 ; O. Pedrín, com.pers.)

Recurso	Nombre científico	Hábitos alimenticios	Producción 1993-1998 (tons)	Arte de pesca	Localidades
Chano	<i>Micropogonias megalops</i>	Carnívoros (macroinvertebrados, crustáceos y peces)	10,710.5	Chinchorro y línea	Golfo de Santa Clara San Felipe Puerto Peñasco
Corvina	<i>Cynoscion othonopterus</i>	Carnívoros (crustáceos y peces)	7,410.6	Chinchorro	Golfo de Santa Clara San Felipe Puerto Peñasco
Sierra	<i>Scomberomus sierra</i>	Carnívoros (peces y crustáceos)	2,356.6	Chinchorro	Golfo de Santa Clara San Felipe Puerto Peñasco
Baqueta	<i>Epinephelus acanthistius</i>	Carnívoros (peces, moluscos y crustáceos)	1,140.7	Cimbra	Puerto Peñasco San Felipe Golfo de Santa Clara
Extranjero	<i>Paralabrax auroguttatus</i>	Carnívoros (crustáceos y peces)	56.5	Cimbra	San Felipe

Los tres recursos que están dentro del grupo *elasmobranquios* se muestran en el cuadro 5.4. Puerto Peñasco destaca por ser la localidad con mayor producción, seguido por San Felipe y el Golfo de Santa Clara. El chinchorro y la red de arrastre son las artes de pesca empleadas. De los tres grupos de especies que integran al indicador de *elasmobranquios*, el recurso tiburón proporciona la mayor biomasa (Pedrín, com. pers.). Sin embargo, no se puede decir con exactitud la distribución de las especies debido a la frecuente confusión entre sus miembros durante la integración de las bases pesqueras (Poder Ejecutivo Federal, 2004). No

obstante todas las especies de este indicador son carnívoras, los crustáceos y peces son los grupos mayormente depredados.

Cuadro 5.4. Información biológica y pesquera de los recursos que integran al indicador *elasmobranchios* (EI). Los recursos y las localidades se muestran en orden descendente según la producción reportada para el periodo de 1993 a 1998. (Fuentes de información: Compagno *et al.*, 1995; Amescua, 1996; Cudney y Turk, 1998; INE, 2004; O. Pedrín, com.pers.).

Recurso	Nombre científico	Hábitos alimenticios	Producción 1993-1998 (tons)	Arte de pesca	Localidad
Tiburón	Angelito (<i>Squatina californica</i>) Bironcha o cazon (<i>Rhizoprionodon longurio</i>) Tripa (<i>Mustelus lunulatus</i>)	Carnívoros Angelito (peces, crustáceos y moluscos) Bironcha y tripa (macrobentos y moluscos)	5,900	Chinchorro	Puerto Peñasco San Felipe Golfo de Santa Clara
Guitarra	<i>Rhinobatus productus</i>	Carnívoros (crustáceos, moluscos y peces)	1,557.6	Red de arrastre	Puerto Peñasco San Felipe Golfo de Santa Clara
Mantarraya	<i>Dasyatis brevis</i>	Carnívoros (crustáceos y peces)	1,414.6	Chinchorro	Puerto Peñasco San Felipe Golfo de Santa Clara

ii) Captura incidental

La captura incidental consiste de todos aquellos organismos que son atrapados sin intención durante la pesquería de un recurso objetivo. La composición y abundancia de esta captura depende de la selectividad del arte empleada y de la intensidad pesquera (Nava, 1994). Se generaron dos indicadores de captura incidental que consideraron todas aquellas especies que aunque son un producto de la pesca, no constituyen la principal remuneración del pescador. Se identificaron 50 especies que pueden formar parte de la captura incidental en el área de estudio, pero por sus hábitos alimenticios, 39 quedaron dentro del indicador de *captura incidental carnívora* (CIC) y diez dentro de la *captura incidental omnívora* (CIO). En términos generales, la proporción encontrada entre grupos taxonómicos es coherente con la Carta Nacional Pesquera, que reporta para la pesquería de camarón del Pacífico la extracción accidental de 125 especies de peces, cuatro de crustáceos, dos de molusco y dos de equinodermos (Poder Ejecutivo Federal, 2004).

De las especies que integran al indicador de *captura incidental carnívora* (Cuadro 5.5), sólo 18 fueron mencionadas en la información estadística oficial y se registró su producción, mientras que sólo obtuvieron una extracción mayor a 100 tons. lenguado, cochito y merluza. Aunque la mayoría de los organismos dentro de este indicador se encuentra asociados a las pesquerías que utilizan red de arrastre, también el chinchorro y artes selectivas extraen organismos incidentalmente. Puerto Peñasco y San Felipe son las localidades que más extraen este tipo de organismos.

Cuadro 5.5. Información biológica y pesquera de los recursos que integran el indicador *captura incidental carnívora* (CIC). Los recursos y localidades se muestran en orden descendente según la producción reportada para el periodo de 1993 a 1998. (Fuentes de información: Allen *et al.*, 1995; Compagno *et al.*, 1995; Amescua, 1996; Cudney y Turk, 1998; INE, 2004; O. Pedrín, com.pers.; J.C. Pérez, com. pers.).

Recurso	Nombre científico	Hábitos alimenticios	Producción 1993-1998 (tons)	Arte de pesca	Localidad
Lenguado	<i>Paralichthys spp</i>	Carnívoros (crustáceos, moluscos y poliquetos)	687.9	Arrastre/chinchorro /recolección manual	San Felipe Puerto Peñasco Golfo de Santa Clara
Cochito	<i>Pseudobalistes spp</i>	Carnívoros (bivalvos y erizos)	452.4	Arrastre	Puerto Peñasco San Felipe Golfo de Santa Clara
Merluza	<i>Merluccius productus</i>	Carnívoros (peces y crustáceos)	125.6	Arrastre y anzuelo	Puerto Peñasco San Felipe
Cabrilla	<i>Epinephelus spp</i>	Carnívoros (peces, moluscos y crustáceos)	66	Arrastre y anzuelo	San Felipe Golfo de Santa Clara
Diablo	<i>Rhinobatos productus</i>	Carnívoros (peces e invertebrados)	55	Arrastre y chinchorro	San Felipe Puerto Peñasco
Botete	<i>Tetrodon annulatus</i>	Carnívoros (bivalvos, crustáceos y peces)	19.9	Arrastre, chinchorro, atarraya y anzuelo	San Felipe Golfo de Santa Clara
Boca dulce o berrugata	<i>Menticirrhus nasus</i>	Carnívoros (crustáceos y peces)	7.9	Arrastre y chinchorro	Golfo de Santa Clara
Pargo	<i>Lutjanus spp</i>	Carnívoros (peces, crustáceos y moluscos)	6.7	Chinchorro, arrastre, palangre y anzuelo	Puerto Peñasco San Felipe Golfo de Santa Clara
Jurel* (toro)	<i>Caranx hippos</i>	Carnívoros (peces y macrocrustáceos)	6.5	Arrastre, anzuelo, chinchorro y palangre	San Felipe Puerto Peñasco
Cabaycucho	<i>Diplectrum pacificum</i>	Carnívoros	5.7	Chinchorro, arrastre, palangre y anzuelo	
Pampano	<i>Trachinotus spp</i>	Carnívoros (crustáceos y moluscos)	5.1	Anzuelo, chinchorro y red de arrastre	San Felipe Golfo de Santa Clara
Pez puerco (cochito??)	<i>Balistes polytepsis</i>	Carnívoros (peces, crustáceos y moluscos)	4.3	Anzuelo, chinchorro y red de arrastre	San Felipe
Pierna, conejo	<i>Caulolatilus spp</i>	Carnívoros (peces, crustáceos y moluscos)	2.9	Anzuelo, chinchorro y red de arrastre	San Felipe

Recurso	Nombre científico	Hábitos alimenticios	Producción 1993-1998 (tons)	Arte de pesca	Localidad
Bacoco	<i>Haemulon sexfasciatum</i>	Carnívoros (crustáceos y peces)	1	Chinchorro y anzuelo	San Felipe Golfo de Santa Clara
Baya	<i>Mycteroperca jordani</i>	Peces e invertebrados	0.6	Anzuelo y arpón	San Felipe
Lengua	<i>Lepophidium pvorates</i>	Invertebrados y peces	0.5	Arrastre	San Felipe Puerto Peñasco
Gallo	<i>Nematistius pectoralis</i>	Carnívoros	0.1	Chinchorro y anzuelo	San Felipe
Mero	<i>Serranus niveatus</i>	Peces y crustáceos	0.03	Arrastre	San Felipe
Bichi*	<i>Oligoplites altus</i>	Crustáceos y peces	NR	Arrastre y chinchorro	NR
Dorado	<i>Coryphaena hippurus</i>	Peces	NR	Anzuelo y chinchorro	NR
Conejo	<i>Caulolatilus affinis</i>	Crustáceos y peces	NR	Arrastre y chinchorro	NR
Manta	Coreana (<i>Raja spp</i>) Diablo (<i>Mobula spp</i>) Mariposa (<i>Gymnura marmorata</i>) Gavilan (<i>Myliobatis californica</i>)	Invertebrados y peces	NR	Arrastre y chinchorro	San Felipe Puerto Peñasco
Pez gallo	<i>Caranx otrynter</i>	Sardinias, anchoas, calamares y camarones	NR	Arrastre y chinchorro	NR
Ratón	<i>Albula vulpes</i>	Peces y crustáceos	NR	Arrastre y chinchorro	NR
Barracuda	<i>Sphyrna ensis</i> , <i>S. argentea</i>	Crustáceos, peces y moluscos	NR	Chinchorro, anzuelo, palangre y cerco	NR
Tiburones	Coludo y Zorro (<i>Alopias spp</i>) Chato (<i>Carcharhinus leucas</i>) Cornuda (<i>Sphyrna spp</i>) Gambuso (<i>C. obscurus</i>) Gato (<i>Heterodontus spp</i>) Limón (<i>Negaprion brevirostris</i>) Martillo (<i>S. mokarran</i>) Perro (<i>Isurus oxyrinchus</i>) Tintorera (<i>Galeocerdo cuvier</i>) Tonina (<i>Carcharodon carcharias</i>) Volador (<i>Carcharhinus limbatus</i>)	Carnívoros Chato, Limón, Coludo, Perro, Cornuda, Volador y Martillo: peces, moluscos y otros tiburones) Gato: Invertebrados y peces Zorro, Tonina y Tintorera: Peces, moluscos, mamíferos marinos y otros tiburones	NR	Arrastre, chinchorro y cimbra	San Felipe Puerto Peñasco

NR. No Registro.

Las diez especies que forman al indicador de *captura incidental omnívora* pertenecen a grupos taxonómicos diferentes (Cuadro 5.6). Lisa, mojarra y lebrancha son las especies más abundantes, pero ninguna rebasó 100 tons de producción (1993-1998). La localidad del Golfo de Santa Clara, con el arte de pesca chinchorro, fue la que más extrajo este tipo de recurso.

Cuadro 5.6. Información biológica y pesquera de los recursos que integran el indicador *captura incidental omnívora* (CIO). Los recursos y las localidades se muestran en orden descendente según la producción reportada para el periodo de 1993 a 1998 (INP, Son). (Fuentes de información: Allen *et al.*, 1995; Poutiers, 1995a; Amescua, 1996; Cudney y Turk, 1998; INE, 2004; O. Pedrín, com.pers.).

Especie	Nombre científico	Hábitos alimenticios	Producción 1993-1998 (tons)	Arte de pesca	Localidad
Lisa	<i>Mugil cephalus</i>	Herbívora (detritus, algas y microalgas)	86.6	Chinchorro, arrastre y atarraya	Golfo de Santa Clara San Felipe Puerto Peñasco
Mojarra	<i>Eucinostomus spp</i>	Omnívora (peces, poliquetos, algas, detritus)	86.5	Chinchorro, arrastre y atarraya	Puerto Peñasco San Felipe Golfo de Santa Clara
Lebrancha	<i>Mugil curema</i>	Herbívora (detritus, algas y microalgas)	1	Chinchorro, arrastre y atarraya	San Felipe Puerto Peñasco
Callo	Escarlopa (<i>Spondylus calcifer</i>) De árbol (<i>Pteria sterna</i>) Riñón (<i>P. rugosa</i>) De hacha (<i>Atrina tuberculosa</i>) Mechudo (<i>Spondylus princeps</i>)	Filtradores	NR	Buceo	NR
Mejillon	<i>Modiolus capax</i>	Filtradores	NR	Buceo	NR
Madreperla	<i>Pinctada mazatlanica</i>	Filtradores	NR	Buceo	NR
Pepino de mar	<i>Isostichopus fuscus</i>	Detritus	NR	Buceo	NR

NR. No Registro.

iii) Especies protegidas

En el Norte del Golfo de California existen especies que resaltan por sus características endémicas o por que se encuentran en riesgo de extinción. En el cuadro 5.7 se enlistan las especies (SPr) que poseen algún estatus legal de protección en México. No se incluyó información de su extracción por que no está registrada, por que generalmente se reporta como captura incidental por temor a sanciones (Pedrín-Osuna *et al.*, 2001).

Además de los cinco miembros del indicador *especies* existen otras especies prioritarias para su conservación, pero que no cuentan con ese estatus o la zona de estudio no

es su principal área de distribución. Tan sólo en el Programa de Manejo de la Reserva de la Biosfera AGCyDRC (INE, 1995) se identifican 22 especies de peces endémicos y nueve especies de mamíferos marinos. En el caso de ballenas como la gris (*Eschrichtius robustus*), de aleta (*Baleanoptera physalus*) y de esperma (*Physeter catodon*), que son reportadas para todo el Golfo de California (Jefferson y Leatherwood, 1995), se utilizaron los resultados de estudios más específicos que muestran que la zona Norte no es su principal zona de distribución (Jaquet y Gendron, 2002; Eder y Sheldon, 2002; Brusca *et al.*, 2004c; Urbán, 2004).

Cuadro 5.7. Información biológica y pesquera de las especies que integran del indicador de *especies protegidas* (SPR). (Fuentes de información: Auriolles-Gamboa y Zavala-González, 1994; Cisneros-Mata *et al.*, 1995; Jefferson y Leatherwood, 1995; Márquez-Márquez, 1995; Cudney y Turk, 1998 y Brusca *et al.*, 2004b).

Especie	Nombre científico	Hábitos alimenticios	Arte de pesca	Estatus
Totoaba	<i>Totoaba macdonaldi</i>	Carnívoros: Juveniles: bénticos (crustáceos y peces) Adultos: pelágicos (peces y crustáceos)	Arrastre (juveniles), chinchorro y pesca deportiva	Peligro de extinción ^(1, 2, 4 y 5)
Tortuga marina	Golfina (<i>Lepidochelis olivacea</i>) Prieta (<i>Chelonia agassizi</i>)	Carnívoros; Golfina y juveniles de Prieta (moluscos/crustáceos/peces) Herbívoras: Adultos de Prieta	Chinchorro	Peligro de extinción ^(1, 3)
Vaquita marina	<i>Phocoena sinus</i>	Carnívoros (peces, moluscos y crustáceos)	Chinchorro	Peligro de extinción ^(1, 2, 4 y 6)
Delfín	Nariz de botella (<i>Tursiops sp</i>) Común (<i>Delphinus delphis</i>)	Carnívoros (peces y calamares)	Arrastre	Protección especial ⁽¹⁾
Lobo marino	<i>Zalophus californius</i>	Carnívoros (peces y moluscos)	Chinchorro	Protección especial ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Norma Oficial Mexicana 059 (Poder Ejecutivo Federal, 2001), ⁽²⁾ Norma Oficial Mexicana 023 (Poder Ejecutivo Federal, 1994b), ⁽³⁾ Veda para las tortugas marinas en aguas de jurisdicción federal (Poder Ejecutivo Federal, 1990), ⁽⁴⁾ Convención Internacional sobre el Tráfico de Especies Silvestres (CITES, 2003), ⁽⁵⁾ U.S. National Marine Fisheries Service (USFWS, 2004) y ⁽⁶⁾ Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2000).

Se incluyeron la vaquita marina y la totoaba porque poseen programas de manejo específicos (NOM-023) y el estado de sus poblaciones tienen gran importancia social y económica para la dinámica pesquera de la zona. En tanto que, las poblaciones de delfines, están incluidas por que se encuentran en la zona y se consideran bajo protección especial en la normatividad mexicana (NOM-059).

Las tortugas marinas se incluyeron dentro del indicador por que las amenazas que las han llevado a estar cerca de su desaparición en el Golfo de California (Brusca *et al.*, 2004a). Se incluyeron sólo la golfina y la prieta por ser las más comunes en la zona (Cudney y Turk, 1998; Brusca *et al.*, 2004b). Aunque especies como la caguama (*Caretta caretta*), Carey (*Eretmochely imbricata*) y laúd (*Dermochelys coriacea*) también son reportadas ocasionalmente para todo el Golfo (Márquez-Márquez, 1995). Los lobos marinos fueron incluidos por ser los pinnípedos más abundantes del Golfo de California (Brusca *et al.*, 2004c) y por tener colonias importantes en la zona Norte. Estas colonias se encuentran las Rocas Consag, Isla San Jorge, Isla y cabo Lobos (Auriolos-Gamboa y Zavala-González, 1994) cuyas poblaciones recientemente se han incrementado significativamente (Szteren *et al.*, 2004).

5.1.1b Indicadores de Presión (Artes de pesca)

Se consideró a las artes de pesca como indicadores de presión pesquera por que son los medios que definen las distintas formas en como se somete la presión a los recursos. Los indicadores de presión fueron integrados a partir de la información publicada sobre las artes de pesca (Cudney y Turk, 1998; Nava, 1994) y se integraron de acuerdo a criterios de selectividad e intensidad de uso en la zona.

Se seleccionaron tres indicadores de presión: *artes selectivas*, *chinchorro* y *red de arrastre*. En los dos primeros se incluyeron las artes pesqueras que utiliza la flota artesanal, y para fines prácticos, se agruparon según la técnica de captura, la selectividad o la intensidad de uso. En cambio, la red de arrastre incluye sólo un arte, pero es representativa de toda la flota industrial. El haber elegido a las artes de pesca como indicadores de presión, obedeció a dos criterios: a) distinguir las diferentes formas como impacta la pesca y b) evaluar la efectividad de las medidas de regulación. Aunque es común la selección de los instrumentos pesqueros como indicadores en el manejo de recursos (Sala *et al.*, 2002), no se encontraron trabajos de análisis cualitativo que los incluyeran como variables. Existen algunos trabajos que consideran la pesca en general como una variable, pero no distinguen entre las diferentes relaciones pescador-recurso (Ortiz y Wolf, 2002; Ortiz *et al.*, 2002 y Ortiz, 2003).

i) Artes selectivas

Dentro del indicador de artes selectivas (AS) se incluyeron aquellas artes de pesca con una selectividad relativamente alta y cuyo uso fuera menor, con respecto al chinchorro y red de arrastre. Las artes dentro de este indicador y las pesquerías en las que se emplean se muestran en el cuadro 5.8.

Dentro del indicador de *artes selectivas* se incluyen también instrumentos empleados por la pesca deportiva, turística o recreativa. Aunque la poca información disponible no permitió incluirla como un indicador independiente, se consideró por su importancia económica actual y futura (Valdés-Casillas *et al.*, 1999; FONATUR, 2004) y por la carencia de estudios que analicen su impacto en la comunidad biológica (Cudney, com.pers.). Ya otros trabajos de manejo pesquero han mencionado esta misma carencia de información oficial del sector turismo, y han resaltado la necesidad de planeación en el sector (Cisneros-Mata *et al.*, 1995).

Cuadro 5.8. Artes de pesca incluidas dentro del grupo de artes selectivas (AS) y los recursos para los que son empleadas. (Fuentes de información: Cudney y Turk, 1998; Molina, 2000).

Arte de pesca	Recurso
Cimbra	Baqueta, extranjero
Recolección manual (buceo)	Pulpo, almejas y caracol chino
Trampas, aros y físgas	Jaiba
Anzuelo*	Jurel, cherna, corvina, lenguado y cazón

* El anzuelo o buceo también se usan para la pesca deportiva

ii) Chinchorro

El chinchorro (Ch) es la red agallera más utilizada por la pesca artesanal. Su diseño y modo de empleo varía considerablemente entre comunidades dependiendo de la especie objetivo, sitio de captura y temporada de pesca. Las variaciones de las redes se dan sobre todo en la apertura de la luz de malla y el calibre del monofilamento utilizado. Estos cambios se

efectúan de acuerdo a la especie objetivo y, según Cudney y Turk (1998), para la zona se distinguen en:

- a) Camaronero (2 ½" y 2 ¾"): también utilizado para pescar chano y lisa.
- b) Sierrero (3" y 3 ½"): empleado para corvinas, tripero (3 ½" - 4"), según la profundidad a que se le ubique puede ser utilizada para la pesca de chano, merluza y corvinas.
- c) Tiburonero o corvínero (6"): empleado históricamente para el tiburón bironcha, pero recientemente también para la corvina.
- d) Mantero (8"): utilizado para la pesca de guitarra, angelito, lenguado y pargo.

iii) Red de arrastre

La flota tecnificada constituye una parte importante de la pesquería de camarón. Generalmente, estos barcos cuentan con tres redes de arrastre que operan simultáneamente. Dos principales de captura (boca entre 90 y 115 pies de anchura y luz de malla de 2.5 pulgadas en la bolsa) arrastradas una a cada lado del barco y el "chango", que se utiliza para estimar la cantidad de camarón y captura incidental que se acumula en la redes principales (Nava, 1994).

La red de arrastre es multiespecífica y, excepto por la inclusión obligatoria de un excluidor de tortugas, se caracteriza por ser poco selectiva e incluir como captura incidental (aprox. 1 kg de camarón por 10 kg de CI) a equinodermos, crustáceos, moluscos, esponjas, peces y ocasionalmente mamíferos marinos (Nava, *op cit.*); en el área de estudio los peces cubren hasta el 80 % (INE, 1995).

5.1.2 Relaciones entre indicadores pesqueros

Por los tipos de acercamiento utilizados se identificaron dos tipos de relaciones entre los indicadores: a) Estado-Estado y b) Estado-Presión. Las primeras se refieren a las rutas tróficas mediante las que se interconectan los recursos pesqueros (indicadores de estado) en la comunidad biológico-pesquera. En tanto las segundas surgen del análisis de como las artes de pesca (indicadores de presión) interactúan con la comunidad biológico-pesquera (indicadores de estado).

5.1.2a Relaciones tróficas entre los indicadores de estado

Para construir los modelos y que fueran sistemáticamente estables, se priorizó entre aquellas relaciones tróficas con mayor probabilidad de suceder en la comunidad marina del Norte del Golfo de California (Cuadro 5.9). Esta elección de rutas ecológicas más viables, necesariamente dejó afuera a otras también conocidas. Bodini (1998) sostiene que este criterio es ecológicamente cuestionable, pero es necesario para el análisis cualitativo. Briand y McCauley (1978), en su trabajo de fitoplancton lagunar, mencionan que si bien todo el fitoplancton puede servir en algún momento de alimento a los herbívoros, existen especies que sirven como alimento excepcionalmente.

Cuadro 5.9. Relaciones tróficas sobresalientes entre los indicadores de recursos pesqueros. (Fuentes de información: Ruiz, 1985; Amezcua, 1996; Morales-Zárate, 2001; Cisneros-Mata *et al.*, 1995).

Presa\Depredador	CIO	Cr	M	CIC	Es	El	SPr
CIO				X		X*	
Cr		X		X	X*		
M			X			X	X
CIC				X	X	X	X
Es						X*	X
El						X	
SPr							X

Cr. Crustáceos; M. Moluscos; Es. Escama; El. Elasmobranquios; CIO. Captura incidental omnívoros; CIC. Captura incidental carnívoros; SPr. Especies protegidas; * Relación menos frecuente.

Aunque en el caso del indicador *elasmobranquios*, se incluyen especies con diferentes hábitos alimenticios (tuvieron el espectro alimenticio más amplio con otros cuatro grupos como presas: M, Es, CIO y CIC) la diversidad de los organismos extraídos durante su pesquería sugiere que comparten nichos ecológicos (Márquez-Farías *et al.*, 1999). Para representar sólo las relaciones más probables, se escogieron aquellos grupos por los que parecen tener más preferencia (M) y con más especies (CIC). El grupo de las *especies protegidas* se ubica también entre los depredadores tope con tres relaciones tróficas (SPr —● M, CIC, Es).

Algunas especies dentro del indicador *escama* pueden alimentarse de *moluscos*, pero la mayoría son de hábitos ictiófagos, lo que fortalece la relación con los *carnívoros de la*

captura incidental (CIC). A su vez, los miembros del grupo *escama* son principalmente depredados por las *especies protegidas* y en menor intensidad, por los *elasmobranquios*. En el caso de la *captura incidental carnívora*, el grupo posee preferencias alimenticias sobre las especies de los indicadores de niveles tróficos inferiores y sobre miembros de su mismo grupo (CIC → M, CIO, CIC); pero también son el grupo que sufre mayor presión por depredadores (CIC → CIC, Es, El y Spr).

Los *crustáceos* y *moluscos* forman parte de la base alimenticia de los organismos extraídos por la pesca. Por sus hábitos autotróficos (autoregulación) y por el mayor número de especies que integran a la *captura incidental carnívora*, se consideró la depredación sobre los crustáceos como la más fuerte. Los *moluscos* son depredados mayoritariamente por otros *moluscos* y *elasmobranquios* (M → M, El). Otros miembros de la base alimenticia son los *omnívoros de la captura incidental*; depredados principalmente por elementos del indicador *captura incidental carnívora* (CIC).

Otro tipo de relaciones son las autorregulaciones, que son interacciones no incluidas en los modelos por los objetivos del estudio, pero influyen en la dinámica de la variable (Puccia y Levins, 1985). En los indicadores de estado, estas se incorporaron bajo criterios tróficos y de denso dependencia. Dentro del primero, se encuentran las autorregulaciones de los *crustáceos*, *moluscos*, *captura incidental carnívora*, *elasmobranquios* y *especies protegidas*. Los dos fenómenos alimenticios considerados fueron la presencia de especies con hábitos autotróficos (Cr) y la depredación entre miembros de un mismo indicador (M, CIC, El y Spr). Como autoregulaciones tróficas, autores como Loisselle *et al.* (2000), también incorporan a aquellos organismos que sirven de presas alternativas, pero que no son incluidas como variables explícitas en el sistema.

El criterio de denso dependencia considera que al estar las especies agregadas, compiten por espacio y recursos (Loisselle *et al.*, *op cit*). Este se aplicó para las autorregulaciones de los grupos de *escama* y *captura incidental omnívora*. En el primero, no se encontró información trófica que justificara una autoregulación entre sus miembros, mientras que los hábitos omnívoros y herbívoros de las especies de la *captura incidental* tampoco permitieron establecerla. Bodini (1998), en sus modelos cualitativos de un

ecosistema lagunar, utilizó este mismo criterio de denso dependencia para justificar estas regulaciones en todos sus indicadores.

5.1.2b Relaciones pesqueras entre indicadores de Estado y Presión

Los ecosistemas sujetos a pesca son sistemas donde interactúan factores biofísicos y socioeconómicos. Para representar estas relaciones en los modelos, se identificaron aquellas relaciones que se forman entre las tres artes de pesca y los indicadores de recursos biológicos (Cuadro 5.10). Por su efecto, se dividieron en: a) efectos negativos de las artes de pesca sobre las poblaciones (—●) y b) retroalimentaciones positivas que las artes de pesca reciben por la extracción del recurso (→). Las interacciones recursos y elementos de presión, según el modelo PER, son las relaciones sobre las que se debe proponer una respuesta; por lo que son la esencia para el manejo de los recursos (Singh *et al.*, 2002).

Con base en la información publicada, se eligieron las relaciones principales que operan entre las artes de pesca y los recursos pesqueros (indicadores de estado), lo cual dejó fuera pesquerías menos frecuentes, como la pesca de elasmobranquios por la flota industrial (García de Quevedo, 1990) o la pesca deportiva de moluscos (Equipo técnico Reserva de la Biosfera AGCyDRC, com.pers.). Se encontraron dos tipos de relaciones con la inclusión de los indicadores de presión: a) las especies objetivo, con rutas positivas (producción por pesca) y negativas (impacto a las poblaciones) y b) la relación *captura incidental (omnívora y carnívora)* y *especies protegidas*, con únicamente el impacto negativo que sufren por las artes de pesca (no hay un beneficio directo al arte de pesca o al pescador). No se graficó la relación entre las *artes selectivas* y las *especies protegidas* por que, aunque la totoaba se sigue pescando por la pesca deportiva o turística, no hay información disponible que permita estimar la importancia de esta pesquería (Cisneros-Mata *et al.*, 1995).

Se consideraron aspectos normativos, técnicos y socioeconómicos (competencia, mercado y apoyos gubernamentales) (Fermán, 1994; Cudney y Turk, 1998; González, 2000) como relaciones no consideradas en los modelos, pero que influyen en la dinámica de las variables (rutas de autorregulación).

Cuadro 5.10. Relaciones principales entre los indicadores de estado y de presión. Las relaciones se dividieron en: a) efectos negativos ocasionados por una pesquería comercial o aquellos realizados por captura incidental y b) retroalimentaciones positivas por la extracción de los recursos. (Fuentes de información: Poder Ejecutivo Federal, 1994b; Fermán, 1994; INE, 1995; Nava, 1994; Zavala-González, 1994; Cisneros-Mata *et.al.* 1995; Cudney y Turk, 1998; Jaramillo-Legorreta *et.al.*, 1999; CI, 2002; INE, 2004).

Artes Selectivas	
Relación	Justificación
Retroalimentación por pesca	
M → AS	Pesca artesanal de almeja, caracol y pulpo
Es → AS	Pesca deportiva de corvina y artesanal con cimbra de baqueta y extranjero
Efectos negativos	
AS —● M	Impacto por sus pesquerías
AS —● Es	Impacto por sus pesquerías
Chinchorro	
Retroalimentación por pesca	
Es → Ch	Pesquería artesanal de chano, corvina, sierra y extranjero
El → Ch	Pesquería artesanal de tiburón, guitarra y manta
Cr → Ch	Pesquería artesanal del camarón
Efectos negativos	
Ch —● Cr	Impacto por su pesquería
Ch —● CIC	Organismos carnívoros con poco de interés comercial, que son atrapados durante la pesca artesanal de chano, corvina, sierra y camarón
Ch —● Es	Impacto por sus pesquerías o como parte de la captura incidental de otras (camarón, tiburón, guitarra y manta)
Ch —● El	Impacto por sus pesquerías
Ch —● SPr	Captura incidental de vaquita marina durante la extracción del camarón, chano, corvina, tiburón, guitarra y manta; y la pesca furtiva de totoaba
Red de arrastre	
Retroalimentación por pesca	
Cr → RAr	Pesquería industrial del camarón
Es → RAr	Pesquería industrial de chano
Efectos negativos	
RAr —● Cr	Impacto por sus pesquerías
RAr —● Es	Impacto por sus pesquerías o como captura incidental durante la extracción de camarón
RAr —● El	Impacto por sus pesquerías
RAr —● CIC	Captura incidental durante la pesca industrial de camarón y escama
RAr —● SPr	Captura incidental de juveniles de totoaba durante la pesca industrial de camarón

Cr. Crustáceos; M. Moluscos; Es. Escama; El. Elasmobranchios; CIO. Captura incidental omnívoros; CIC. Captura incidental carnívoros; SPr. Especies protegidas; Ch. chinchorro; RAr. Red de arrastre y AS. Artes selectivas.

5.1.3 Construcciones de los modelos

Se analizaron dos tipos de modelos: comunidad biológico-pesquera y sistema pesquero. En los primeros, se representó, únicamente con los indicadores de estado, la comunidad biológica sujeta a pesca, es decir la extracción pesquera como un impacto externo, no como una variable. En cambio, para modelar el sistema pesquero, se utilizaron los indicadores de presión y estado, y se consideró sus variaciones espaciales y temporales. En esta etapa de construcción, se siguió el acercamiento de Ortiz (2002; 2003) en la modelación de

comunidades pesqueras, en lo referente a representar a la comunidad biológica con y sin la variable pesca dentro del sistema.

5.1.3a Modelos de la comunidad biológico-pesquera (sin pesca)

Para examinar un sistema que no ha sido afectado por la pesca, se construyeron dos modelos pesqueros de la comunidad biológico-pesquera utilizando únicamente a los indicadores de estado y sus relaciones tróficas preponderantes (Anexo II). En el primero, se modeló la comunidad biológico-pesquera actual, y en el segundo, la comunidad ante la desaparición de las especies protegidas.

En el modelo de la comunidad biológico-pesquera actual, se incluyeron todos los indicadores (Fig. 5.2). Aunque por los objetivos pesqueros del trabajo no se incluyen niveles tróficos inferiores (fitoplancton y zooplancton), de manera general, el número de grupos que representa a cada nivel coincide con la estructura pesquera propuesta por Pauly y Christensen (1995) para sistemas costeros. Según la estructura piramidal que proponen los autores, en la base son más abundantes las especies que reincorporan materia orgánica al sistema, por lo que las pesquerías se orientan principalmente a ellas.

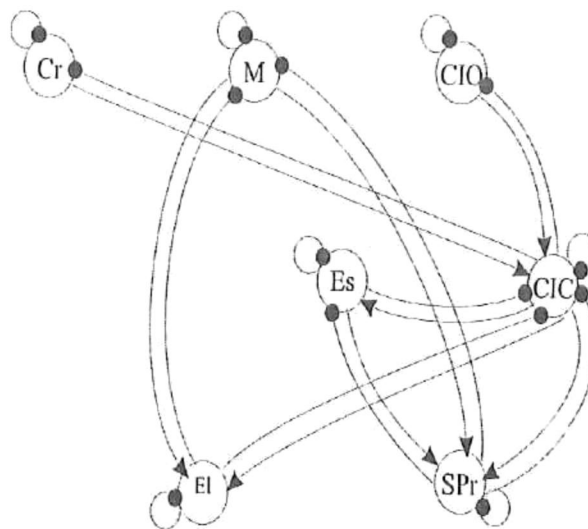


Fig. 5.2. Modelo de la comunidad biológico-pesquera actual. Construido a partir de las relaciones principales entre todos los indicadores de recursos pesqueros (estado). Cr. Crustáceos; M. Moluscos; Es. Escama; El. Elasmobranquios; CIO. Captura incidental omnívora; CIC. Captura incidental carnívora; SPPr. Especies protegidas.

Para modelar un escenario pesimista, se consideró la desaparición de las *especies protegidas* (Figura 5.3). Aunque ya otros análisis cualitativos han considerado la desaparición de variables de un ecosistema como una forma de evaluar escenarios alternativos de biomanipulación, cambios de hábitos alimenticios, etc. (Bodini, 1998; Loiseau *et al.*, 2000), en este trabajo, tal opción significó la extinción de algunas especies de distribución restringida (vaquita marina y totoaba).

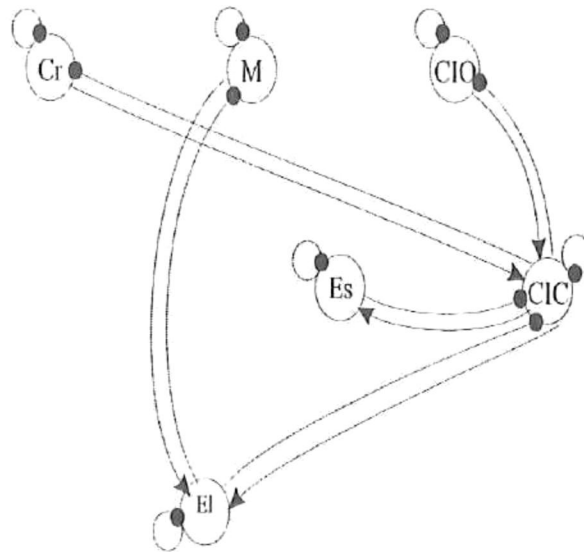


Fig. 5.3. Modelo en el que se simula la desaparición de las especies protegidas de la comunidad. Cr. Crustáceos; M. Moluscos; Es. Escama; El. Elasmobranquios; CIO. Captura incidental omnívora; CIC. Captura incidental carnívora.

5.1.3b Modelos del sistema pesquero (con pesca)

Para examinar el comportamiento de la comunidad biológica-pesquera ante el uso pesquero, se introdujeron al sistema, como variables, los tres indicadores de presión. En consideración al alto dinamismo de los sistemas biológicos en general (Keller y Galley, 2000) y en particular del área de estudio (Cisneros-Mata, 2004), se construyeron 38 modelos, de acuerdo un esquema jerárquico y a las variaciones espaciales y temporales de las pesquerías en la zona.

i) Sistema de clasificación

Dentro del manejo de recursos acuáticos, se requiere la creación de sistemas de análisis espacial simples y comprensibles, por lo que es frecuente que áreas grandes se clasifiquen en cuerpos de agua de menor tamaño y con atributos compartidos (Seelbach *et al.*, 2002). En este trabajo, el sistema espacial de clasificación obedeció a un sistema jerárquico que utilizó como base conceptual la ecología del paisaje, la intensidad de uso de las áreas, el estatus poblacional de las especies y la distribución espacial y temporal de las mismas (Cuadro 5.11). Las dos últimas clases fueron las empleadas para la construcción de los modelos pesqueros. Este sistema de clasificación toma en cuenta las tres condiciones generales que propone Turner *et al.* (2001) para los modelos espaciales y, coincide con otros ejercicios que han utilizado el concepto de paisaje marino (Milton *et al.*, 2004; Simonetta *et al.*, en prensa). Ambos tipos de trabajos consideran que: a) la configuración espacial de los elementos influye en la respuesta ecológica, b) un atributo presenta variaciones espaciales y temporales y c) los procesos estudiados generan procesos de comportamiento que se reflejan espacialmente.

Cuadro 5.11. Sistema de regionalización empleado para el análisis del sistema pesquero y la construcción de los modelos cualitativos pesqueros.

	Clase				
	Nivel 1	Nivel 2	Nivel 3	Paisaje Pesquero espacial	Paisaje Pesquero temporal
Criterio	Geográfico	Intensidad de uso	Estatus poblacional de las especies protegidas	Macro ecológico	Macro ecológico
Atributo	Norte del Golfo de California	- Áreas Marinas Protegidas - Zonas de pesca	Presencia / Ausencia de especies protegidas	Distribución espacial de recursos pesqueros	Distribución temporal de recursos pesqueros
Unidad		Fragmento pesquero (fp)		Paisaje pesquero (pp)	Temporada de pesca (tp)

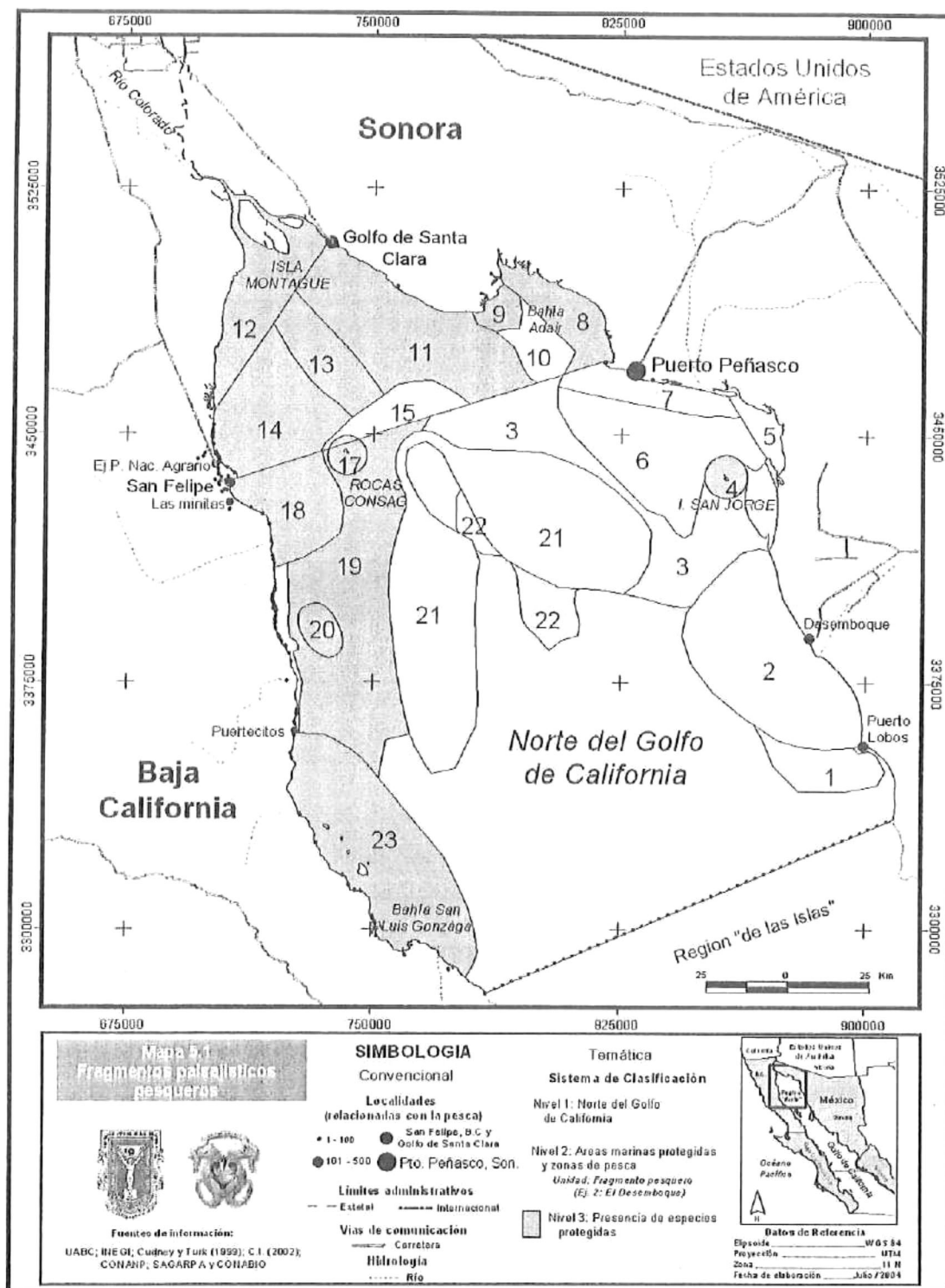
El primer nivel, surgió de la delimitación del área de estudio que, bajo un criterio geográfico, utilizó regionalizaciones ya propuestas (Torres, 2000 y Brusca, 2004a). En el nivel dos, se identificaron aquellas zonas con interés pesquero o para la protección de recursos marinos. Con una superficie total de cerca de 2 millones de has., se localizaron 23 fragmentos pesqueros mediante la sobreposición del polígono de la Reserva de la Biosfera AGCyDRC (INE, 1995) y las zonas donde opera la flota artesanal (Cudney y Turk, 1998) y la industrial (CI, 2002) (Mapa 5.1). Se incluyeron los límites de la Reserva de la Biosfera AGCyDRC

como un criterio para distinguirla de aquellas zonas con interés para la conservación, pero que no tienen estatus legal de protección que facilite la implementación de políticas de planeación (zona de distribución principal de la vaquita marina, Isla San Jorge, etc.).

Según el criterio de estatus normativo del nivel 3, aproximadamente la mitad de la zona de estudio, tanto en número de áreas como en la superficie total, presenta *especies protegidas* (Cuadro 5.12). Excepto Isla San Jorge, la mayoría de los fragmentos con *especies protegidas* coinciden con la Reserva de la Biosfera AGCyDRC o se encuentran cerca de la costa de Baja California a profundidades menores a 100 m (zona de distribución principal de la vaquita marina) (Brusca *et al.*, 2004c; Urbán, 2004) (Mapa 5.1).

Cuadro 5.12 Nombres y superficie total de los 23 fragmentos pesqueros y su caracterización de acuerdo a cinco indicadores de estado (especies objetivo y protegidas). (Fuentes de información: Fermán, 1994; Cudney y Turk, 1998; CI, 2002).

Nivel 3	Fragmentos pesqueros	Toponimia	Superficie (has)
Sin especies protegidas	1	Pesca de arrastre 1	41,419
	2	El Desemboque	190,008
	3	Pesca de arrastre 2	158,350
	5	La Salina o San Jorge	17,840
	6	Las Conchas	134,268
	7	La Cholla-La Pinta	42,450
	10	Pesca de arrastre 3	28,731
	15	Pesca de Arrastre 4	34,967
	21	Zona baquetera	365,315
	22	Pesca de arrastre 6	40,838
	Subtotal		1'054,186
Con especies protegidas	4	Isla San Jorge	13,459
	8	Bahía Adair	48,335
	9	El Borrascoso	13,522
	11	Múltiples nombres 1	163,867
	12	Las islas	99,966
	13	El Canal principal	53,349
	14	Múltiples nombres 2	110,082
	16	Rocas Consag 1	1,562
	17	Rocas Consag 2	9,437
	18	Múltiples nombres 3	71,485
	19	Pesca de arrastre 5	224,932
	20	El Coloradito	15,797
	23	San Luis Gonzága	195,672
	Subtotal		1'021,465
	Total		2'075,651



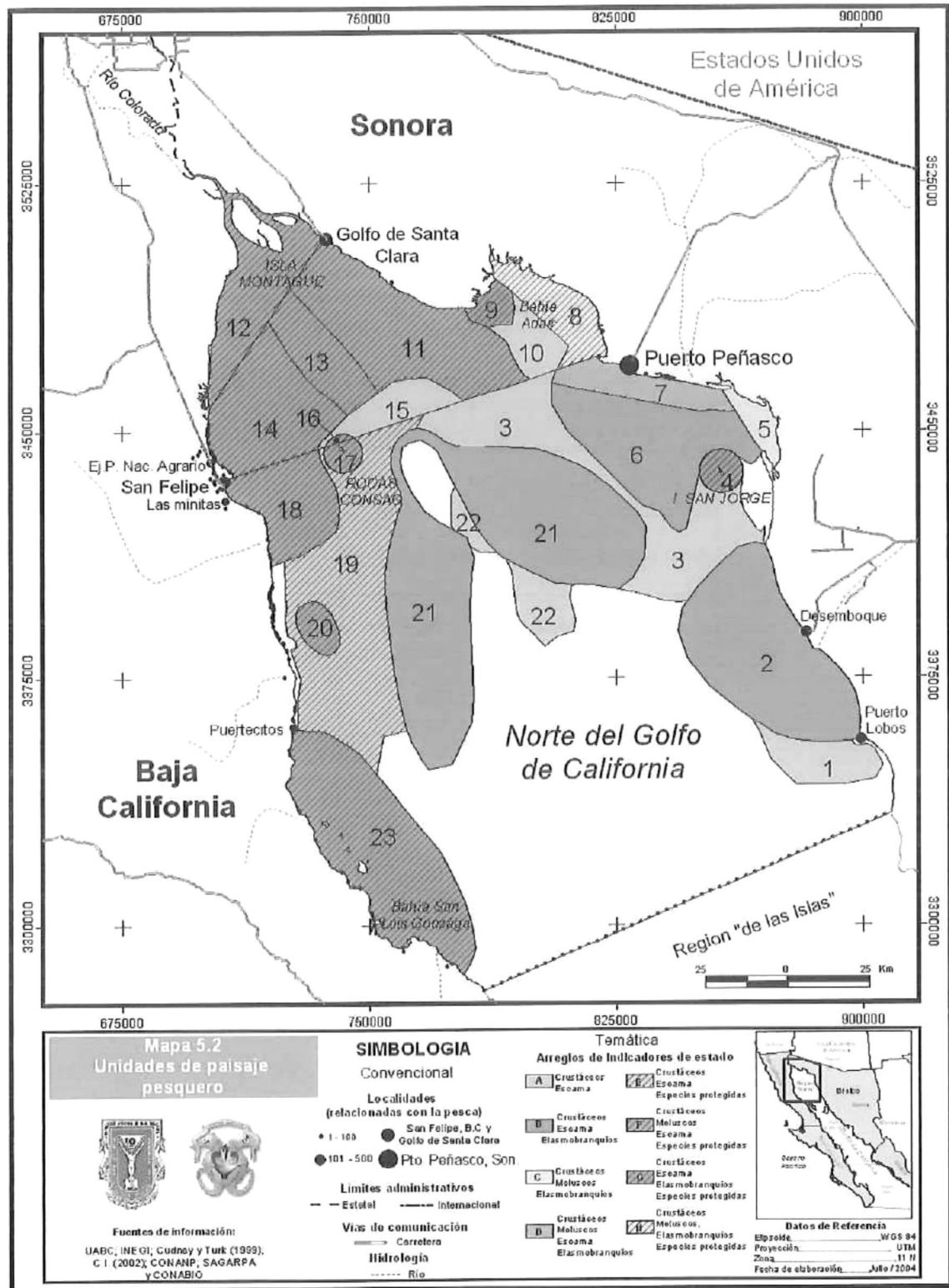
Mapa 5.1. Los 23 fragmentos pesqueros en los que se dividió el área de estudio. Generados a partir de la sobre posición del polígono de la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado (INE, 1995) y la distribución de las pesquerías artesanal (Cudney y Turk, 1998) e industrial (CI, 2002).

ii) Variaciones espaciales de los indicadores de Estado (Paisajes pesqueros espaciales)

Se utilizaron indicadores de estado para analizar y representar espacialmente la dinámica pesquera (Anexo III). De acuerdo a las variaciones de los indicadores de las especies objetivo en cada fragmento pesquero, se identificaron ocho unidades de paisaje (Cuadro 5.13); que se muestran gráficamente en el mapa 5.2.

Cuadro 5.13. Unidades de paisaje pesquero espacial de acuerdo a los fragmentos que la integran. Aparecen como resaltados los paisajes B y G por ser los de mayor cobertura.

Nivel 3	Paisaje pesquero espacial	Fragmentos pesqueros	Superficie	
			has	%
Sin especies protegidas	A. Crustáceos y escama	1, 3, 10, 15 y 22	304,305	14.7
	B. Crustáceos, escama, elasmobranquios	2, 6 y 21	689,591	33.2
	C. Crustáceos, moluscos, elasmobranquios	5	17,840	1
	D. Crustáceos, moluscos, escama y elasmobranquios	7	42,450	2
Con especies protegidas	E. Crustáceos y escama	19	224,932	10.8
	F. Crustáceos, moluscos, escama	4 y 9	26,981	1.3
	G. Crustáceos, escama y elasmobranquios	11-14, 16-18, 20 y 23	721,217	34.7
	H. Crustáceos, moluscos y elasmobranquios	8	48,335	2.3
	Total		2'075,651	100



Mapa 5.2. Arreglo de los 23 fragmentos pesqueros en ocho unidades de paisaje.

El paisaje pesquero con mayor número de fragmentos fue el G, mientras que C, D, E y H sólo tienen un fragmento (Mapa 5.2). Los paisajes G (34.7%) y B (33.2%) fueron los de mayor cobertura, y aunque difieren en la presencia de *especies protegidas*, coinciden en los recursos pesqueros aprovechados (*crustáceos, escama y elasmobranquios*). El primero (G), incluye a la mayor parte de la Reserva de la Biosfera AGCyDRC y áreas cercanas a la costa de Baja California. Otros estudios identifican al área de esta unidad como un importante hábitat de crianza (Félix, 1975) y por poseer una alta productividad biológica y biodiversidad (Farfán, 1975; Cárdenas, 2003). El paisaje pesquero de la costa de Sonora “La Choya-La Pinta” (D) es el que sostiene más pesquerías (Cudney y Turk, 1998), no obstante representar, sólo alrededor del 2% de la cobertura total. La presencia de la pesquería de moluscos en este paisaje, según Gladstone (2001), es indicador de la alta riqueza biológica.

iii) Construcción de modelos pesqueros a partir de las variaciones temporales de indicadores de Estado y Presión (Paisajes Pesqueros Temporales)

El Norte del Golfo de California se caracteriza por una marcada temporalidad (Escobar y Arenillas, 1987; Brusca y Hendrickx, 2004), por lo que para su representación es un factor clave a analizar (M. Cisneros-Mata, com.pers.). La modelación de la dinámica temporal de las pesquerías, al igual que en el análisis espacial, se realizó mediante la consideración de las temporadas de los grupos de *especies objetivo* (Cuadro 5.14). Aunque se utilizaron las temporadas principales, las combinaciones encontradas no son las únicas -por la presencia de procesos interpoblacionales, eventos ambientales y climáticos y la presión pesquera-, pero los modelos sirven como una primera aproximación en la representación temporal de la dinámica pesquera.

Cuadro 5.14. Variaciones temporales de los indicadores de especies objetivo (estado) de acuerdo a la principal temporada de pesca de cada recurso. (Fuentes de información: Avalos, 1974; Nava, 1994; Cudney y Turk, 1998 y González, 2000).

Indicador	Intervalo anual											
	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
	Invierno					Verano						
Cr								NP				NP
M												
Es												
EI												

NP= No Pesca; Cr= Crustáceos; M= Moluscos; Es= Escama; EI= Elasmobranquios.

Climáticamente, existen dos épocas principales: verano (Junio-Octubre) e invierno (Noviembre-Mayo) (Jaquet y Gendron, 2002), pero para el sector pesquero se pueden identificar otras temporadas. Hay dos meses cuando, de manera general, la pesca disminuye drásticamente (Agosto y Diciembre), mientras que, comercialmente, se encuentra la cuaresma (Marzo-Abril) en la que se incrementa la demanda de *escama* y *moluscos*. La temporada de pesca de *crustáceos* (Septiembre-Noviembre) se distinguió por no traslaparse con otras pesquerías, probablemente por su importancia económica. La *escama* se pesca de manera continua la mayor parte del año (seis meses), seguida por los *moluscos* (cinco meses), en tanto los *crustáceos* y *elasmobranquios* son únicamente extraídos durante tres meses.

Una vez identificadas las relaciones entre los indicadores de estado y de presión con los paisajes pesqueros y las temporadas de pesca, se elaboraron 38 modelos pesqueros que representan la dinámica anual del sector en la zona (Anexo IV). El cuadro 5.15 resume la forma en que los modelos están organizados.

Cuadro 5.15. Grupos de modelos pesqueros generados por cada unidad pesquera (paisaje pesquero espacial).

Subsistema	Paisaje pesquero espacial	Paisaje pesquero temporal
Sin especies protegidas	A. Crustáceos y escama	1. Crustáceos 2. Escama 3. No pesca
	B. Crustáceos, escama, elasmobranquios	4. Escama 5. Escama-Elasmobranquios 6. Elasmobranquios 7. No pesca 8. Crustáceos
	C. Crustáceos, moluscos, elasmobranquios	9. Moluscos 10. No pesca 11. Elasmobranquios 12. Moluscos-Elasmobranquios 13. Crustáceos
	D. Crustáceos, moluscos, escama y elasmobranquios	14. Moluscos-Escama 15. Escama 16. Escama-Elasmobranquios 17. Moluscos-Escama- Elasmobranquios 18. Moluscos-Elasmobranquios 19. No pesca 20. Crustáceos
Con especies protegidas	E. Crustáceos y escama	21. Crustáceos 22. Escama 23. No pesca
	F. Crustáceos, moluscos, escama	24. Moluscos-Escama 25. Escama 26. Moluscos 27. No pesca 28. Crustáceos
	G. Crustáceos, escama, elasmobranquios	29. Escama 30. Escama-Elasmobranquios 31. Elasmobranquios 32. No pesca 33. Crustáceos
	H. Crustáceos, moluscos, elasmobranquios	34. Moluscos 35. No pesca 36. Elasmobranquios 37. Moluscos-Elasmobranquios 38. Crustáceos

5.2 Conclusiones

1. El concepto de indicadores ambientales incorporado al marco PER resultó exitoso y podría proponerse como una herramienta para planear el desarrollo sustentable de una región utilizando variables y análisis cualitativos. Los indicadores pesqueros pueden transformarse en grupos funcionales para la pesca misma, al conformarlos con especies (estado) y artes de pesca (presión), siempre y cuando estén agrupados bajo criterios como son el valor pesquero, aspectos taxonómicos y hábitos alimenticios, así como selectividad e intensidad de uso, respectivamente.
2. Los indicadores y sus interrelaciones, lo más interesante y útil del análisis cualitativo (loop análisis), es la inclusión de todo tipo de información, la capacidad de actualizarse en cualquier momento y la particularización según los objetivos del trabajo. En investigaciones posteriores se debería repensar la pertinencia de dichos indicadores y sus interrelaciones como elementos para la evaluación de estrategias pesqueras, como serían, por ejemplo, el empleo de redes de arrastre para la captura de elasmobranquios o la eliminación de algún arte pesquero o la implementación de técnicas de extracción más selectivas (eliminándose la relación negativa entre artes de pesca y capturas incidentales), entre otras. Una conclusión importante que se deriva de este primer análisis, es que, en especial, se debe revalorar la agrupación de aquellos indicadores que poseen miembros con diferente importancia pesquera (valor económico, artes de pesca, temporadas, etc.) como es el caso del indicador *crustáceos*, donde la importancia económica de la pesquería de camarón “ocultó” las condiciones de la pesca de jaiba.
3. La mayor parte de las especies reportadas como captura incidental para el Norte del California son peces y son de hábitos carnívoros. La pesca de arrastre es la principal flota asociada con este impacto y, aunque hay estimados generales, se tiene poca claridad sobre la cantidad y los recursos impactados. Se sugiere que esta conclusión derive en una investigación, que por su importancia es sumamente urgente. Además que en otros países se trabaja sobre el tema y este estudio de caso, indica ser de la más alta prioridad.
4. La regionalización propuesta que se formuló a partir de algunos conceptos tomados de la ecología del paisaje, permitió construir modelos pesqueros alternativos y representar espacialmente el dinamismo de la pesca en el Norte del Golfo de California. Además, facilitó

la distinción de zonas de pesca con una dinámica similar anual de acuerdo a las variaciones espaciales de los recursos. Esto es especialmente importante para la planeación de la pesca en un área tan grande y heterogénea como la zona de estudio, ya que permite identificar aquellos lugares que responden de forma similar ante una estrategia de manejo específica.

5. No obstante la variabilidad climática y pesquera (temporadas de pesca) del Norte del Golfo de California, la respuesta temporal del sistema pesquero ante algunas estrategias de manejo es más homogénea que la espacial.

6. Del análisis espacial se desprende que:

- a) La mitad de la zona pesquera del Norte del Golfo de California cuenta con *especies protegidas*, y corresponde a una gran parte de la Reserva de la Biosfera, a la costa de Baja California y a la Isla San Jorge.
- b) La combinación de pesquerías más común en las zonas de pesca es la de *crustáceos, escama y elasmobranquios* y ocupa alrededor de un 68% de la cobertura total.
- c) El paisaje pesquero más grande (34.7%) lo constituyen la Reserva de la Biosfera AGCyDRC y algunas de las áreas pesqueras cerca a la Costa de Baja California (Rocas Consag, “múltiples nombres 3”, el Coloradito y San Luís Gonzága).
- d) La zona de “La Choya-La Pinta” (D) frente a Puerto Peñasco, Sonora, es la que sostiene más pesquerías, aunque representa tan sólo el 2 % de la zona pesquera total, por lo que se deben evaluar la pertinencia de estrategias específicas para la zona.
- e) Dentro de los límites de la Reserva de la Biosfera AGCyDRC, hay cuatro paisajes pesqueros espaciales. El paisaje de mayor cobertura fue G (pesca de *crustáceos, escama y elasmobranquios*) y corresponde de manera general al Alto Golfo. Otros dos de menor cobertura son Bahía Adair (H) y el Borrascoso (F) los cuales difieren sólo por las pesquerías de *escama y elasmobranquios*, respectivamente. El último, corresponde al paisaje pesquero donde opera primordialmente la red de arrastre y, al parecer, no hay especies protegidas (A).

VI. Comportamiento de la comunidad biológico-pesquera (indicadores de estado) ante dos escenarios de fracaso de las políticas de manejo pesquero poblacional

6.1 Resultados y Discusión

Para examinar un sistema que no ha sido afectado por la pesca, se utilizaron los dos modelos pesqueros de la comunidad biológico-pesquera construidos en el capítulo anterior (Anexo II). Se evaluó su respuesta ante dos tipos de impactos poblacionales ocasionados por la pesca actual (escenarios pesqueros): a) disminución de la abundancia o biomasa de cada uno de los recursos y b) desaparición de las *especies protegidas*. En ambos casos, se discutió el comportamiento de la comunidad en el caso de que la normatividad existente, orientada a poblaciones, llegara a ser eficaz.

6.1.1 Disminución de los recursos pesqueros

En el cuadro 6.1 se presenta la tabla de predicciones con la respuesta de la comunidad biológico-pesquera actual (Fig. 5.2) ante disminuciones en cada uno de sus componentes.

Cuadro 6.1. Predicciones del modelo de la comunidad biológico-pesquera actual ante un disturbio negativo (disminución de los recursos pesqueros). Para analizar un disturbio positivo es necesario invertir los signos. Los indicadores fueron ordenados de forma creciente de acuerdo a su nivel trófico (escala de grises).

Indicador	Predicciones						
	CIO	Cr	M	CIC	Es	El	SPr
CIO	↓	↑	↓	↑	↓	↓	↑
Cr	↑	↓	↓	↑	↓	↓	↑
M	↑	↑	↓	↑	↑*	↑	↑
CIC	↓	↓	↑	↓	↑	↑	↓
Es	↑*	↓*	↑	↑*	↓	↓	↑
El	↓*	↓*	↓	↓*	↑	↓	↑
SPr	↓	↓	↓	↓	↓	↑	↓

CIO. Captura incidental omnívora; Cr. Crustáceos; M. Moluscos; CIC. Captura incidental carnívora; Es. Escama; El. Elasmobranquios; SPr. Especies protegidas; * Predicción no significativa ($PP < 0.4$); ↑ Respuesta positiva; ↓ Respuesta negativa.

De los tres indicadores de la base trófica del sistema pesquero, dos son pesquerías importantes en la zona (*crustáceos* y *moluscos*) y otro proviene de los recursos extraídos, pero no aprovechados (*captura incidental omnívora*). Por encontrarse en el mismo nivel trófico, se

esperaría que la respuesta de los tres indicadores fuera similar; sin embargo, debido a que sus interacciones con el resto del sistema difieren, sus respuestas ante un disturbio también son diferentes. Por ejemplo, al disminuir los *elasmobranquios* (El), disminuyen *crustáceos* y *captura incidental omnívora* (CIO) debido al aumento de sus depredadores (CIC); por el contrario, los *moluscos* (M) aumentan por el efecto directo de los *elasmobranquios*. El comportamiento de estos tres indicadores es similar al disminuir CIC y SPr (Cuadro 6.1). Para la misma zona de estudio, Morales-Zarate (2001) coincide en identificar a algunos miembros (macroinvertebrados, jaiba y haemulidos) de este nivel como los principales reincorporadores de materia orgánica a la comunidad. El análisis del comportamiento de este nivel trófico es importante para estimar la disponibilidad de alimento para el resto de la trama alimenticia; de hecho, Pauly y Christensen (1995) sostienen que la sobrepesca de este nivel en sistemas costeros impide el flujo de energía a niveles superiores, lo cual llega a modificar incluso la estructura de la comunidad. Debido a su importancia trófica, Bodini (1998), con base en las predicciones de los niveles tróficos de un sistema lagunar, identificó a este nivel como prioritario en las estrategias de manejo que deseen incidir en la dinámica biológica del Lago San George, E.U.A.

Dentro del indicador de *crustáceos* se encuentran las pesquerías de jaiba y camarón. La pesquería de jaiba es incipiente en la zona (aproximadamente 20 años) y localmente empezó a comercializarse en 1994 en Puerto Peñasco y en 1996 en el Golfo de Santa Clara (O. Pedrín, com. pers.). La extracción de camarón, especialmente azul, es considerada la más importante de la zona por su derrama económica (Cudney y Turk, 1998; González, 2000) y su volumen de extracción (Avalos, 1974). En las últimas décadas, ambos recursos han mostrado un deterioro en su productividad, que se ha asociado a fenómenos como sobrepesca, la disminución del aporte del Río Colorado y eventos climáticos adversos (García de Quevedo, 1990; Galindo, 2003; Cortez-Lucero y Aragón-Noriega, 2004). De continuar la disminución de Cr, el modelo sugiere que todos los niveles tróficos superiores (CIC, El y SPr) decaen; por el contrario, las otras poblaciones de la base trófica (CIO y M) serían beneficiadas (Cuadro 6.1). Este comportamiento se debe a la disminución de las especies *carnívoras* de la *captura incidental* repercute en el resto de los depredadores.

Por la sobrepesca de las especies dentro del indicador *crustáceos* se ha sugerido que se consideren como "aprovechadas al máximo". Actualmente, poseen normatividad sobre artes

de pesca, talla mínima de extracción, esfuerzo pesquero (Molina, 2000; Sierra, 2000), y en caso del camarón, temporadas y áreas de extracción (Poder Ejecutivo Federal, 1993a; 1997). Si esta normatividad resultara exitosa u ocurrieran eventos climáticos favorables, las poblaciones de los *crustáceos* tendrían mejores condiciones para recuperarse. El modelo sugiere que un aumento en los crustáceos beneficiaría a la *captura incidental* con hábitos *carnívoros* y las *especies protegidas*; sin embargo, el resto de las especies pesqueras en la base alimenticia (*moluscos* y *omnívoros*) serían afectadas negativamente (Cuadro 6.1).

Del grupo *moluscos*, la almeja, ostión y caracol son regionalmente las que reportan más volumen (O. Pedrín, com.pers.). Un impacto sobre las poblaciones de *moluscos* ha sido ocasionado tanto por una pesquería mal planeada (Poder Ejecutivo Federal, 2004), como por el impacto del arrastre ocasionado por la flota camaronera sobre la fauna bento-nectónica (Nava, 1994). Aunque estudios de la zona sobre el estado de estas pesquerías son escasos, para el Pacífico Norte Mexicano, algunos de sus recursos oscilan entre ser considerados como "aprovechados al máximo" (caracol panocha) y "deteriorados" (almeja catarina) o de "desarrollo potencial" (calamar) (Talavera, 2000; Morales, 2000; Poder Ejecutivo Federal, 2004). Si continua o aumenta la presión sobre estos recursos, el modelo sugiere que el disturbio negativo se extenderá al resto de la base alimenticia (CIO y Cr), así como a sus depredadores directos; los carnívoros en la parte superior de la trama alimenticia (El y Spr) (Cuadro 6.1). Esta última respuesta, ocasiona que disminuya la depredación sobre los carnívoros primarios (Es y CIC), y por ende, aumenten sus poblaciones.

No obstante la almeja Catarina posee un normatividad específica con la NOM-004-PESC-1993 (Poder Ejecutivo Federal, 1993b), el manejo de los *moluscos* como recurso pesquero carece de regulación, y el control de esfuerzo pesquero se hace mediante el número de permisos expedidos y cuotas de captura por banco (Talavera, 2000; Morales, 2000). Conseguir un aumento en las poblaciones de la zona no sólo significaría mayor disponibilidad de alimento para pesquerías importantes como *crustáceos* y *elasmobranquios*, sino también para las especies con estatus de protección (Spr).

Los indicadores de *captura incidental omnívora* y *carnívora* considerados en este trabajo sólo incluyen especies que en algún momento tienen valor comercial y son reportadas, pero las predicciones obtenidas para estos dos indicadores, son sensibles al estado de la

comunidad biológica no pesquera. Lo anterior se debe a que dentro del ecosistema marino existen especies que no son mencionadas en las estadísticas oficiales y que sin embargo son extraídas de forma importante y luego regresadas a su medio en malas condiciones (Villaseñor, 1997). Para las costa de Venezuela, Franco y Álvarez (1993) y Marcano (1998) estiman que entre un 62% de lo extraído se regresa al mar sin aprovecharse. La mayoría de estos organismos están asociados a la comunidad bentónica y en gran parte son peces y crustáceos que sirven de alimento a otros organismos; específicamente para el Golfo de California, lo integran peces y los estomatópodos (camarones mantis, esquilas o catalinas de mar) (Hendrickx, 1985).

Aunque la flota artesanal y deportiva retira también especies no objetivo, en su mayoría son aprovechadas comercialmente (lisa, lenguado, etc.) (Cudney y Turk, 1998), mientras la pesca de arrastre desecha la mayor parte (Nava, 1994). De continuar este impacto, en el caso de las especies *omnívoras*, las respuestas de la comunidad biológico-pesquera son muy similares a las originadas por un impacto sobre los *crustáceos*. Los carnívoros (CIC y SPPr) tenderían a disminuir y aumentarían los indicadores que se encuentran en la base trófica; que son dos importantes pesquerías locales y regionales (*crustáceos* y *moluscos*). En la zona, este fenómeno ya fue observado en la década de los setentas, cuando un aumento en el esfuerzo pesquero sobre los depredadores de camarón, incidió en mantener estable la población del crustáceo durante esa época (Cisneros-Mata, 2004).

El impacto sobre las especies *carnívoras* de la *captura incidental* significa menor depredación sobre los grupos en la base de la trama alimenticia y por ende mejores condiciones para que sus poblaciones aumenten. Sin embargo, por la posición clave de los miembros de este indicador, este aumento de abundancia y biomasa no repercutiría directamente en el resto de los carnívoros. De hecho, las predicciones sugieren que los depredadores tope (*elasmobranquios* y *especies protegidas*) tenderían a disminuir. En el ámbito pesquero, los recursos beneficiados son *crustáceos* y *moluscos*.

En el Golfo de California se están diseñando y probando nuevas tecnologías para aminorar el impacto de las redes de arrastre durante la pesca de camarón (Balmori-Ramírez, 1999) y existe normatividad que regula las pesquerías involucradas (Poder Ejecutivo Federal, 1993a; 2004). Si efectivamente se logra una menor perturbación sobre las poblaciones

omnívoras y herbívoras, repercutiría como un aumento en las especies carnívoras que también son parte de la *captura incidental* y las *especies protegidas*. Mientras que un aumento de las poblaciones carnívoras contribuiría en la recuperación de algunos depredadores (*especies protegidas*).

De las especies que integran al indicador *escama* todas se consideran como aprovechadas al "máximo sustentable" o en "deterioro" (Poder Ejecutivo Federal, 2004). El impacto de las pesquerías, principalmente de la flota artesanal, y la alteración de su hábitat (disminución del aporte del Río Colorado) ocasionan, según el modelo, una disminución en los *crustáceos* (Cr) y *captura incidental omnívora* (CIO). En los carnívoros se producen predicciones opuestas, pues aumentan las poblaciones de *elasmobranquios* (menos competidores) y *captura incidental carnívora* (menos depredación), pero disminuyen las *especies protegidas* (SPr). La razón de esta última predicción se debe a que los miembros del grupo *escama* son uno de sus principales alimentos. Por otro lado, el cumplimiento de la normatividad existente provocaría el aumento de las especies objetivo de las pesquerías de *escama*. Según las predicciones, esto contribuiría en la recuperación de la pesquería más importante de la zona (*camarón*) y de las poblaciones de *especies protegidas*.

Los *elasmobranquios* y las *especies protegidas* forman parte de los depredadores tope. Al estar en la parte alta de la trama trófica, sus poblaciones son susceptibles a los impactos que ocurren sobre el resto de los niveles. En general, los modelos sugieren que estos dos grupos tienden a aumentar únicamente cuando uno de sus competidores por alimento disminuye. Aunque la mayor parte de las especies que los integran son ictiófagas (Morales-Zarate, 2001), se encontró que ambos grupos juegan papeles tróficos diferentes en la comunidad pesquera. Las predicciones sugieren que las especies protegidas disminuyen ante la disminución de cualquiera de los recursos, a excepción de los *elasmobranquios* con los que compiten por alimento (última línea del cuadro 6.1).

Se desconoce el estado de las poblaciones de *elasmobranquios* en el Golfo de California (Poder Ejecutivo Federal, 2004), pero por la sobreexplotación a que están sujetas se les cataloga como "aprovechadas al máximo" en todo el Pacífico mexicano (Márquez-Farías, 2000; Mendizábal *et al.*, 2000). Este impacto negativo puede ocasionar un aumento en las poblaciones de carnívoros (algunas de ellas tiburones) que se encuentran en la *captura*

incidental (CIC). Esto se debe a la menor depredación ocasionada por dos rutas; la causada directamente por la alimentación de los *elasmobranquios* y la que proviene de las especies dentro de la pesquería de *escama* (que disminuyen por el aumento de las *especies protegidas*). El aumento de estas especies carnívoras repercute negativamente en las poblaciones de *crustáceos* y *captura incidental omnívora* que están en la parte basal de esta trama alimenticia.

Actualmente, existen esfuerzos de instancias federales por normar temporadas de pesca y el esfuerzo pesquero sobre el recurso tiburón (SAGARPA-CONANP, 2004). De resultar eficientes estos esfuerzos y las medidas de manejo consideradas en la Carta Nacional Pesquera (Poder Ejecutivo Federal, *op cit*), las poblaciones recuperadas de *elasmobranquios* incidirían favorablemente en las pesquerías de *crustáceos* y *escama*. No obstante, también significaría mayor depredación sobre las especies comerciales de *moluscos* y más competencia para las *especies protegidas*.

Las *especies protegidas* son unos de los depredadores tope que se alimentan principalmente de peces y moluscos. El impacto adverso sobre el indicador *especies protegidas* ocasiona un aumento en todos los niveles tróficos. Los organismos de la base alimenticia (*moluscos* y *captura incidental omnívora*) se beneficiarían directamente por la disminución de estos depredadores tope, en tanto, que indirectamente, los *crustáceos* aumentan al disminuir los carnívoros de la *captura incidental* (CIC). Los *elasmobranquios* son el único indicador que aumenta ante la menor competencia por alimento.

Que una disminución en las *especies protegidas* signifique mejores condiciones alimenticias para el resto de las pesquerías, es lo que esperaríamos en un sistema estable que no ha sido explotado. En esta fase del trabajo las predicciones únicamente expresan el comportamiento trófico de la comunidad pesquera, en donde las variaciones naturales de los recursos se encuentran en equilibrio, de tal manera que una disminución o aumento de cualquier variable no llevaría a ningún integrante a niveles poblacionales peligrosos.

Loiselle y colaboradores (2000), al comparar los efectos de los impactos sobre los depredadores tope se encontró que, no obstante estos se transmitían en toda la comunidad, las respuestas variaban entre niveles tróficos, según las especies que conforman su alimentación. Esto parece claro entre los *elasmobranquios* y *especies protegidas*, donde la diferencia en las

respuestas que ocasionan en la comunidad pesquera parece provenir del efecto que tienen sobre las especies carnívoras asociadas a la *captura incidental* (CIC). De manera que, por su nicho en la trama trófica, la disminución de las poblaciones de *elasmobranchios* ocasionaría más respuestas adversas en otros recursos del sector pesquero. Sin embargo, aunque ambos grupos tienen especies con algún estatus de regulación y protección (Poder Ejecutivo Federal, 2001), la importancia social y económica de las *especies protegidas* hacen que adquieran un papel importante en el manejo de la pesquerías en el área de estudio (Poder Ejecutivo Federal, 1994b; INE, 1995).

6.1.2 Desaparición de las *especies protegidas* de la comunidad pesquera

Se utilizó el modelo sin especies protegidas del capítulo anterior (Fig. 5.3) para analizar el comportamiento de esta nueva comunidad. Se compararon los resultados de la tabla de predicciones (Cuadro 6.2) con las obtenidas del modelo con *especies protegidas* (Fig. 5.2) y se mostraron de manera gráfica en la figura 6.1. A diferencia del primer modelo, en este nuevo sistema todas las predicciones fueron significativas.

La desaparición de las *especies protegidas* no cambia la respuesta de la comunidad biológico-pesquera cuando es perturbada en dos miembros (Cr y M) de su base alimenticia (Fig. 6.1). De hecho, las predicciones no significativas son reforzadas, lo cual significa, en general, que los niveles tróficos inferiores son menos sensibles a esta ausencia. En esta “nueva comunidad”, la eliminación de los depredadores tope significó que el resto de los carnívoros no sufrieran depredación (CIC y Es) o debieran competir por recursos (EI).

Cuadro 6.2. Predicciones del modelo de la comunidad biológico-pesquera sin las *especies protegidas* ante un disturbio negativo (disminución de los recursos pesqueros). Los indicadores fueron ordenados de forma creciente de acuerdo a su nivel trófico (escala de grises).

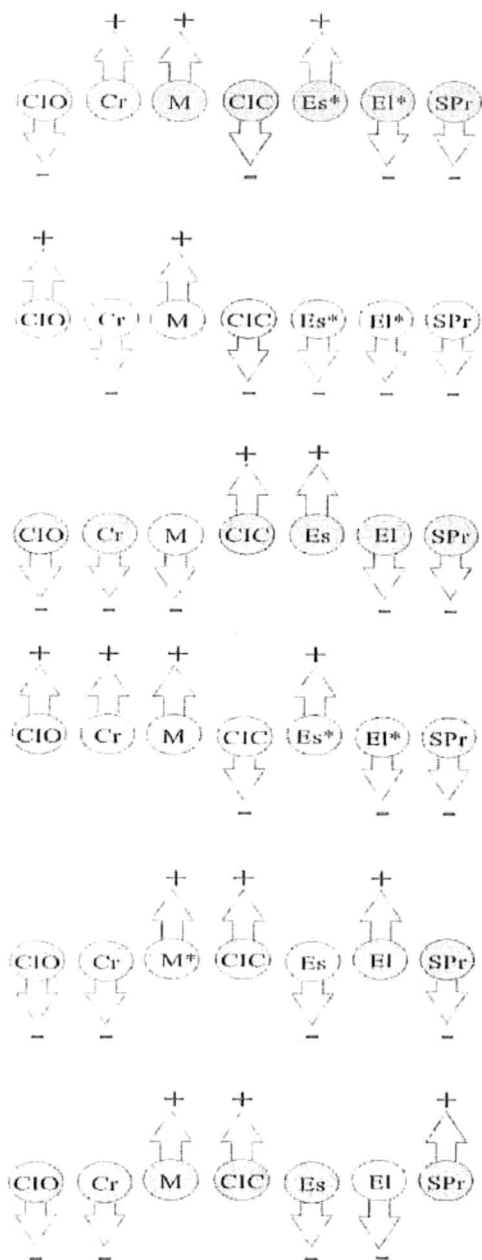
Indicador	Predicciones					
	CIO	Cr	M	CIC	Es	El
CIO	↓	↑	↓	↑	↓	↓
Cr	↑	↓	↓	↑	↓	↓
M	↑	↑	↓	↑	↓	↑
CIC	↓	↓	↑	↓	↑	↑
Es	↓	↓	↑	↓	↓	↑
El	↓	↓	↓	↓	↑	↓

CIO. Captura incidental omnívora; Cr. Crustáceos; M. Moluscos; CIC. Captura incidental carnívora; Es. Escama; El. Elasmobranquios; * Predicción no significativa ($PP < 0.4$); ↑ Respuesta positiva; ↓ Respuesta negativa.

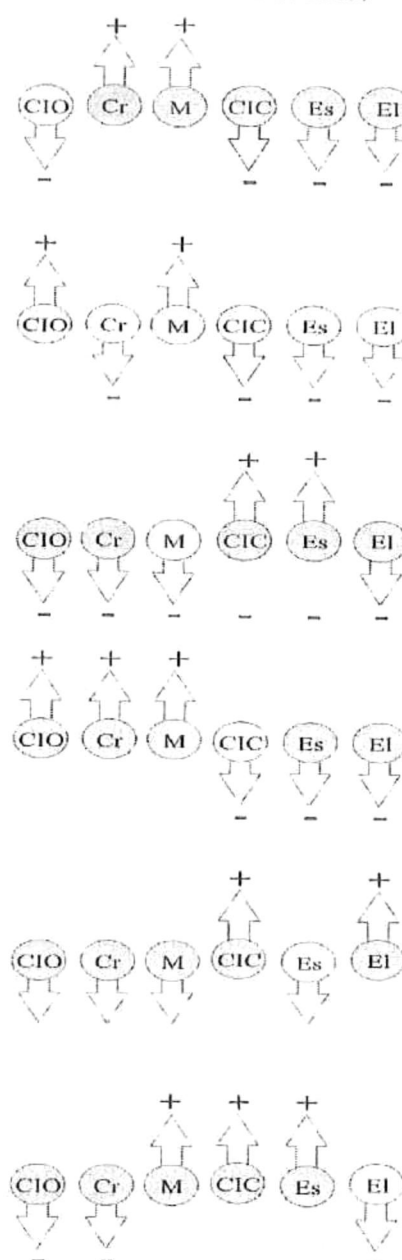
Impactos adversos sobre esta comunidad en el resto de los indicadores sólo provocan cambios en las respuestas de los indicadores de *escama* y *moluscos* (Fig. 6.1). Esto, porque la eliminación de las *especies protegidas* motiva a los primeros a asumir el papel de depredadores tope, mientras que para los *moluscos* significa menor depredación. El reposicionamiento de las poblaciones de *escama* es un fenómeno característicamente producido por impactos de sobrepesca a niveles tróficos superiores, donde los depredadores grandes son reemplazados por organismos de ciclo de vida más corto (Pauly y Christensen, 1995). De manera que en esta comunidad, las poblaciones de peces conocidos como "de *escama*" disminuirían cuando el impacto se dirigiera a la *captura incidental*, debido a que su principal alimento siguen siendo estos carnívoros (CIC); que a su vez depredan de manera importante a los herbívoros (CIO). En cambio, aumentarían si la pesca de *elasmobranquios* se incrementara, ya que disminuiría la competencia por alimento.

En esta "nueva comunidad" sin *especies protegidas*, los *moluscos* tienen únicamente un depredador principal. Los *elasmobranquios* se benefician ante la ausencia de las *especies protegidas*, pues significa menor competencia por recursos, lo cual provoca una mayor depredación sobre los *moluscos*.

Respuestas de la comunidad biológico-pesquera ante disturbios en seis indicadores de estado



Respuesta de la comunidad biológico-pesquera sin especies protegidas (SPr) ante disturbios en seis indicadores de estado



○ Indicador impactado ↓ Predicción negativa ↑ Predicción positiva

Fig. 6.3. Predicciones, con y sin especies protegidas, de la comunidad biológico-pesquera ante un impacto en sus indicadores de estado. Cr. Crustáceos; M. Moluscos; Es. Escama; El. Elasmobranchios; CIO. Captura incidental omnívora; CIC. Captura incidental carnívora; SPr. Especies protegidas; * Predicción no significativa (PP < 0.4).

6.2 Conclusiones

1. Los modelos de la comunidad biológico-pesquera con y sin especies protegidas representan sistemas estables que no ha sido explotados. En esta fase del trabajo las predicciones únicamente expresan el comportamiento trófico de la comunidad pesquera, en donde las variaciones naturales de los recursos se encuentran en equilibrio, de tal manera que una disminución o aumento de cualquier variable no llevaría a ningún integrante a niveles poblacionales peligrosos.

2. El modelo que representa a la comunidad biológico-pesquera sin el efecto de la pesca resultó útil como un primer acercamiento para entender el comportamiento sistémico que poseen las especies relacionadas directamente con la pesca. Sin embargo, sería necesario explorar las variaciones que tendrían incorporando las relaciones alimenticias, esto, con el fin de conocer los comportamientos alternativos y potenciales de la comunidad. Por la importancia de su posición trófica y su amplio espectro alimenticio, se recomienda profundizar en el papel que juegan los *carnívoros de la captura incidental* (CIC) y los *elasmobranquios* (El). En tanto que por su importancia social y económica, habría que explorar otras rutas alimenticias del indicador de *especies protegidas*.

3. La respuesta ante un impacto en la comunidad biológico-pesquera del Norte del Golfo de California, depende del nivel trófico alterado y de las relaciones depredador-presa que tengan las especies impactadas. Los recursos pesqueros se pueden dividir en tres niveles tróficos: base alimenticia (*crustáceos, moluscos y omnívoros de la captura incidental*), carnívoros primarios (*escama y carnívoros de la captura incidental*) y depredadores tope (*elasmobranquios y especies protegidas*).

4. La desaparición de las *especies protegidas* modifica las rutas tróficas de la comunidad, pero sólo afecta en las respuestas de los indicadores de *escama* y *moluscos*. Ante la extinción de los miembros del indicador *especies protegidas*, los miembros del indicador *escama* tenderían a formar parte de los depredadores tope dentro de la comunidad y los *moluscos* tendrían como principales depredadores a los *elasmobranquios*.

Relativas al manejo de recursos.

Aunque las respuestas varían según el nivel de perturbación, se encontraron tendencias útiles para utilizarse como hipótesis en el manejo de los recursos del área de estudio. De manera

general, se comprobó que los impactos negativos en las especies de la base alimenticia repercuten de forma negativa en los niveles tróficos superiores; pero también se encontró el importante papel que tienen los efectos indirectos de las especies que compiten por alimento. Por ejemplo, se observó que al disminuir los *moluscos* sólo se benefician algunas especies carnívoras primarias que no dependen de ellos directamente.

En cambio, la respuesta de los carnívoros ante disturbios tiene repercusiones más variadas, las cuales, en general, están más relacionadas con las interacciones alimenticias que guardan con otros grupos (competencia por alimento), que con el nivel trófico que ocupan. Un resultado sumamente interesante es que la disminución de un grupo de carnívoros no siempre significa la recuperación poblacional de sus presas o de sus competidores:

- a) Los miembros de la *captura incidental* (CIC) ocupan una posición coyuntural en la trama trófica, ya que gran parte del flujo de energía alimenticio entre la base trófica y los depredadores tope pasa por todos sus integrantes. Un resultado de este trabajo indica que, aun con la recuperación de las especies en la base alimenticia, el fracaso de las estrategias de manejo orientadas a beneficiar a la CIC, no necesariamente repercutiría en una mayor disponibilidad de alimento para los depredadores (*escama, elasmobranquios y especies protegidas*).
- b) Las *especies con estatus de protección* son sensibles a impactos causados en la mayoría de los niveles tróficos inferiores. De manera que, las medidas de protección orientadas únicamente a la recuperación de sus poblaciones, y no a toda la comunidad biológica, tendrán menores posibilidades de éxito. Esto se deriva en una recomendación fundamental para los manejadores de la zona (pesqueros y conservacionistas) ya que generalmente sus políticas están basadas en conceptos autoecológicos y no sólo no aplican, sino que desprecian los estudios macroecológicos y de sistemas complejos.
- c) Aunque las *especies con estatus de protección* y los *elasmobranquios* son parte de los depredadores tope, por las diferencias en sus relaciones alimenticias, el impacto sobre el segundo grupo ocasiona más respuestas adversas en el resto de los recursos del sector pesquero.

VII. Comportamiento del sistema pesquero ante algunas estrategias de manejo

7.1 Resultados y Discusión

De acuerdo a los talleres, reuniones y entrevistas realizadas (Cuadro 7.1), se identificaron dos tipos de modificaciones posibles a los modelos para “crear” escenarios de manejo (Anexo III): a los recursos (indicadores de estado) y a las artes de pesca (indicadores de presión). Los primeros, permitieron examinar presiones que afectan directamente a los recursos (no necesariamente pesqueras), mientras que con los segundos se evaluaron los disturbios que ejercen las principales pesquerías. De cada tipo de escenario, se seleccionaron dos ejemplos que, por sus repercusiones biológicas y socioeconómicas, son importantes para el área de estudio. Las predicciones se compararon con las encontradas en la primera sección, donde se examinó la comunidad biológico-pesquera con indicadores de estado y sin efecto de la pesquería.

Cuadro 7.1. Listado de informantes clave entrevistados
(Fuentes de información: com.pers.).

Informante	Institución
Entrevistas	
Individuos	
Oscar Pedrín	Antes INP
Miguel Ángel Cisneros	Antes INP, actualmente WWF
Richard Cudney y Peggy Turk	CEDO
Juan Manuel Garcia	Antes C.I., actualmente Terra Peninsular
Grupos	
Grupo de Pesquerías de tiburones	CICESE
Equipo técnico	Reserva de la Biosfera AGCyDRC
Investigadores	CoBi
Investigadores	CRIP-Guaymas
Talleres, reuniones o congresos	
Sesión de la mesa directiva	Reserva de la Biosfera AGCyDRC
Conservación de la vaquita marina	CIRVA

Por razones prácticas, las tablas de predicciones presentadas son resúmenes de las encontradas en el Anexo V, donde se desglosan las variaciones temporales. Dichas tablas condensadas muestran las predicciones significativas y aquellas que, aunque menos

significativas, tienen el mismo sentido (positivo, negativo o sin cambio). Las predicciones con el mismo sentido pero de menor certidumbre, en general, están asociadas a temporadas en que el indicador está sujeto a una pesca o sus condiciones tróficas directas (presas y depredadores) y que sufrieron un disturbio. La mayoría de los indicadores mostraron predicciones no significativas con el mismo sentido que las significativas, lo cual indica que, es posible generalizar a partir de respuestas significativas.

7.1.1 Estrategias de manejo orientadas a la recuperación de los recursos pesqueros (indicadores de estado)

En esta parte se analizaron las predicciones de los modelos ante un aumento de los *carnívoros* de la *captura incidental* (ejemplo 1) y de las *especies protegidas* (ejemplo 2). Se escogieron estos dos escenarios, para representar la respuesta que tendría el sistema pesquero ante una recuperación de un grupo con importancia ecológica y con importancia para toda el área de estudio, y otra de distribución geográfica reducida e impulsada por el interés social y económico.

Ejemplo 1. Recuperación de la captura incidental carnívora (CIC)

Un problema prioritario en las pesquerías mundiales es el impacto sobre la comunidad biológica por el retiro de organismos no aprovechados (aproximadamente 27 millones de toneladas por año), y que, al contrario de las especies comerciales, no repercute en un beneficio, sino en un detrimento económico (se estima que se pierden cerca de 50 billones) (Christensen y Pauly, 1995). Aunque para el área de estudio esta captura incidental se da en la flota artesanal y la industrial, la segunda, por el volumen y diversidad de recursos, se distingue por retirar mayores proporciones (1:10) de recursos que posteriormente no son utilizados (Nava, 1994). No obstante dicha proporción no es mayor que en otras zonas de pesca (Amezcuca, 1985; Franco y Álvarez, 1993; Marcano, 1998; EJF, 2004; SFA, 2004), en el sector de la pesca industrial de camarón, existe la tendencia a aumentar la intensidad y zonas de pesca, incluso en aquellas áreas que poseen normatividad de protección (Reserva de la Biosfera AGCyDRC), sin querer reconocer que es en detrimento de su propia actividad (INE, 2004).

parte de la fauna extraída para el Norte del Golfo de California (Nava, 1994) y el mundo (Franco y Álvarez, 1993; Marcano, 1998). Pero dada prioridad mundial de disminuir la captura incidental se examinaron las respuestas de todos los modelos (Anexo IV), bajo el supuesto que las estrategias de manejo que se están desarrollando (mejoras en la selectividad de la red de arrastre, mayor eficiencia en el arrastre, etc.) (Glenwood, 2002; CSAR, 2002) propicien la recuperación de las poblaciones *carnívoras* de la *captura incidental* (CIC) (Cuadro 7.6). En el mapa 7.1 se muestra la respuesta espacial de los indicadores *escama*, *especies protegidas*, *chinchorro* y *red de arrastre*.

En el modelo de la comunidad biológico-pesquera (Cuadro 6.1), el indicador de *captura incidental carnívora* tuvo una posición clave en el flujo de energía en la trama trófica y, por ende, en el comportamiento del resto de los grupos. En general, los indicadores de estado responden igual en los nuevos modelos; los indicadores de la base alimenticia disminuirían al aumentar la depredación y el resto de los carnívoros aumentarían ante más alimento disponible (Cuadro 7.2).

Cuadro 7.2. Predicciones de los modelos ante una recuperación de la *captura incidental carnívora*. Los indicadores de estado fueron ordenados de forma creciente de acuerdo a su nivel trófico (escala de grises). (Ej. B = Unidad de paisaje crustáceos, escama y elasmobranquios / sin especies protegidas; 4 – 8 = Modelos pesqueros del Anexo IV; Es (↑^(4/5)/ ↑*) = De cinco predicciones positivas, cuatro son significativas).

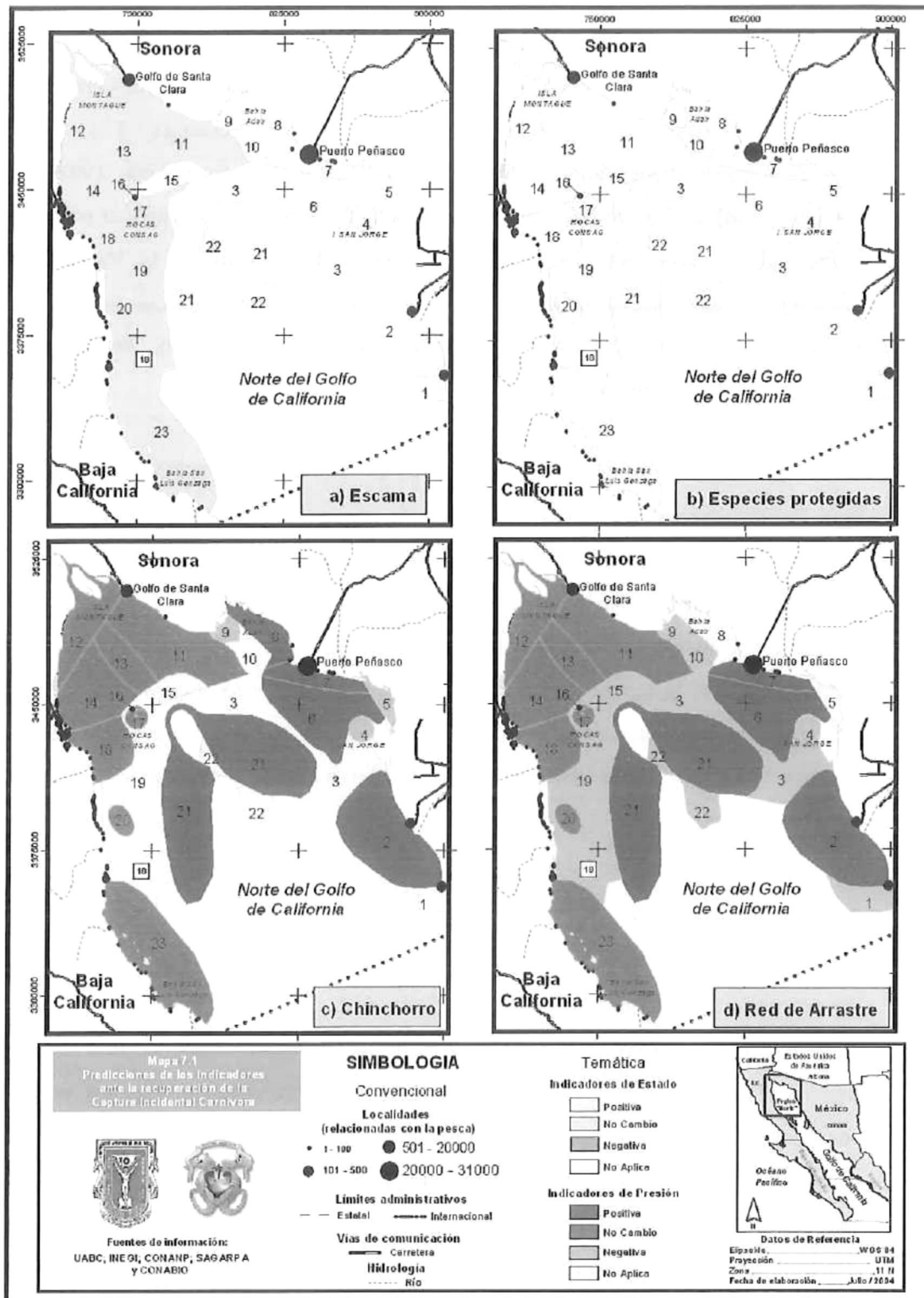
Paisaje de pesca	A	B	C	D	E	F	G	H
Fragmentos pesqueros	1, 3, 10, 15 y 22	2, 6 y 21	5	7	19	4 y 9	11-14, 16-18, 20 y 23	8
Modelos pesqueros	1 - 3	4 - 8	9 - 13	14 - 20	21 - 23	24 - 28	29 - 33	34 - 38
Indicadores de Estado								
CIO	↓ ^(3/3)	↓ ^(5/5)	↓ ^(5/5)	↓ ^(5/5)	↓ ^(3/3)	↓ ^(5/5)	↓ ^(5/5)	↓ ^(5/5)
Cr	↓ ^(3/3)	↓ ^(5/5)	↓ ^(5/5)	↓ ^(5/5)	↓ ^(3/3)	↓ ^(5/5)	↓ ^(5/5)	↓ ^(5/5)
M	NA	NA	↓ ^(5/5)	↓ ^(3/5) / ↑ ^(2/5)	NA	↓ ^(5/5)	NA	↓ ^(5/5)
Es	↑ ^(3/3)	↑ ^(4/5) / ↑*	NA	↑	0 ^(2/3)	↑ ^(1/5) / ↑*	0 ^(4/5)	NA
El	NA	↑ ^(4/5) / ↑*	↑ ^(5/5)	↑ ^(3/5) / ↑ ^(2/5)	NA	NA	↑ ^(4/5) / ↑*	↑ ^(3/5) / ↑ ^(2/5)
SPr	NA	NA	NA	NA	↑ ^(3/3)	↑ ^(5/5)	↑ ^(4/5) / ↑*	↑ ^(1/5) / ↑ ^(4/5)
Indicadores de Presión								
AS	NA	NA	↓ ^(5/5)	↓ ^(4/5) / ↑*	NA	↓ ^(5/5)	NA	↓ ^(5/5)
Ch	NA	↑ ^(4/5)	↓ ^(4/5)	↑ ^(4/5)	NA	↓ ^(1/5)	0 ^(3/5)	↑ ^(4/5) / ↑*
RAr	↓ ^(2/3)	↑ ^(1/5) / ↑ ^(1/5)	NA	↑ ^(4/5)	↓ ^(2/3)	↓ ^(1/5)	0 ^(4/5)	NA

CIO= Captura incidental omnívoros; Cr= Crustáceos; M= Moluscos; Es= Escama; El= Elasmobranquios; SPr= Especies protegidas; AS= Artes Selectivas; Ch= Chinchorro; RAr= Red de Arrastre; ⁽¹⁾ = Proporción de modelos que sugieren la respuesta; NA= Escenarios donde este indicador no se encuentra; * = Predicción no significativa (PP<0.4); ↑ = Respuesta positiva; ↓ = Respuesta negativa; 0 = Sin cambio.

Los indicadores de estado tuvieron respuestas temporales homogéneas, pero el nivel trófico influyó en su respuesta. Así, la pesca de *crustáceos* y *moluscos* se verían perjudicadas, pero se beneficiarían las que están orientadas *elasmobranquios*, y en menor medida las de *escama*. Esto coincide con lo sugerido por Arreguín-Sánchez *et al.* (1999), quienes con base en un modelo cuantitativo de los ecosistemas pesqueros en el área de estudio, encontraron que, como era de esperarse, las estrategias que redujeran la *captura incidental* afectarían positivamente la biodiversidad, pero reducirían los rendimientos de la pesquería de camarón.

La respuesta espacial y temporal de los indicadores de estado ante el aumento de CIC fue en su mayoría homogénea. Sólo la pesquería de *escama* mostró una tendencia espacial variable (Mapa 7.1a), lo que difirió del resto de los grupos con hábitos carnívoros. En la mayor parte de la Reserva de la Biosfera AGCyDRC y cerca de las costas de Baja California, la recuperación de CIC no significaría necesariamente mejores condiciones para el indicador *escama*, a pesar de que el alimento disponible aumenta. Esto se debe a que en esta paisaje aumentan las *especies protegidas*, sus principales depredadores. El mapa 7.1b también muestra gráficamente las predicciones positivas del indicador *especies protegidas* para toda el área de estudio. De estas respuestas, se desprende que la implementación de estrategias dirigidas al menor impacto de la fauna que es parte de la *captura incidental*, es otro camino que mejoraría las posibilidades de recuperación de las especies amenazadas o en peligro de extinción.

La respuesta de los indicadores de presión también fue homogénea en el análisis temporal; sin embargo, difirieron espacialmente. Las *artes selectivas* disminuyeron en todos los modelos, mientras que las predicciones del *chinchorro* y la *red de arrastre*, variaron y fueron similares entre sí (Cuadro 7.6). La disminución de las *artes selectivas* se debe al decaimiento de los *moluscos*, esta respuesta impera aun en aquellas zonas cerca de Pto. Peñasco donde también se les utiliza con fines deportivos (La Salina, La Choya, Bahía Adair y El Borrascoso).



Mapa 7.1. Predicciones de dos indicadores de estado (*escama* y *especies protegidas*) y dos de presión (*chinchorro* y *red de arrastre*) ante una recuperación del indicador de estado *captura incidental carnívora*.

Las pesquerías que utilizan el chinchorro (Mapa 7.1c) como arte de pesca tenderían a beneficiarse en 37.5 % (p.p. B, D y H) de las regiones analizadas y a no cambiar en el 34.7 % (p.p. G). En la costa de Sonora, las condiciones disminuirían en lugares como “La Salina” (p.p. C), “El Borrascoso” e “Isla San Jorge” (p.p. F), que representan el 2.3 % de la superficie total, pero que sostienen importantes pesquerías locales (Cudney y Turk, 1998). La *red de arrastre* (7.1d) es la principal involucrada en la disminución del impacto ocasionado a la captura incidental (Nava, 1994). De lograr una disminución en su impacto se darían condiciones favorables en alrededor de un 35 % de la superficie total de pesca (p.p. B y D), zonas donde las *especies protegidas* no predominan, y por ende, sería más viable la intensificación de un aprovechamiento sustentable.

La mayor parte del área de la reserva de la Biosfera AGCyDRC y de las costas de Baja California (p.p. G), donde predomina la presencia de *especies protegidas*, fue la de mayor cobertura (34.7 %). En estas zonas los modelos sugieren que la abundancia de las especies protegidas no cambiaría al recuperarse CIC. Esto significa que la implementación de tal estrategia mantendría sin cambio las pesquerías con red de arrastre, creando mejores condiciones para la recuperación de *especies protegidas*. Esto se mantiene aun en lugares localizados cerca de la costa de Sonora (p.p. A, E y F), donde no obstante de disminuir sus recursos (CIO, Cr y M), representa mayores posibilidades para estas especies con importancia socioeconómica.

Ejemplo 2. Recuperación de las especies protegidas.

Un escenario buscado para el Norte del Golfo de California es la recuperación de aquellas especies que poseen un estatus de protección porque sus poblaciones han sido mermadas (INE, 1995). La respuesta del sistema pesquero incluyó a los fragmentos pesqueros que ocupan casi toda la Reserva de la Biosfera (excluyendo únicamente la más profunda que corresponde al f.p. “pesca de arrastre 3”), la costa Noroeste y la parte somera que rodea a Isla San Jorge (Mapa 7.2). Los paisajes involucrados tienen una cobertura más amplia que la señalada por WWF (2002) para la conservación de una sola especie (vaquita marina), pero coinciden de forma general –la diferencia se debe a la diferencia de escala– con la zona para protección de ecosistemas propuesta por la Coalición para la Sustentabilidad del Golfo (CSGC, 2001).

La tabla de predicciones de los modelos (Anexo IV) se muestra en el cuadro 7.2. Por su importancia pesquera, se desplegaron geográficamente (Mapa 7.2) las predicciones de dos indicadores de estado (*crustáceos* y *elasmobranquios*) y dos de presión (*chinchorro* y *red de arrastre*).

Cuadro 7.3. Predicciones de los modelos ante una recuperación de las *especies protegidas*. Los indicadores de estado fueron ordenados de forma creciente de acuerdo a su nivel trófico (escala de grises). (Ej. H = Unidad de paisaje crustáceos, moluscos y elasmobranquios / con especies protegidas; 8 = Modelo pesquero del Anexo IV; CIO ($\uparrow^{(3/5)} / \uparrow^{*(2/5)}$) = De cinco predicciones positivas, tres son significativas).

Paisaje de pesca	E	F	G	H
Fragmentos pesqueros	19	4 y 9	11-14, 16-18, 20 y 23	8
Modelos pesqueros	21 - 23	24 - 28	29 - 33	34 - 38
Indicadores de Estado				
CIO	0 ^(3/3)	0 ^(5/5)	0 ^(3/5)	$\uparrow^{(3/5)} / \uparrow^{*(2/5)}$
Cr	0 ^(3/3)	0 ^(5/5)	0 ^(3/5)	$\uparrow^{(3/5)} / \uparrow^{*(2/5)}$
M	NA	$\downarrow^{(5/5)}$	NA	$\downarrow^{(5/5)}$
CIC	0 ^(3/3)	0 ^(5/5)	0 ^(3/5)	$\downarrow^{(3/5)} / \downarrow^{*(4/5)}$
Es	$\downarrow^{(3/3)}$	$\downarrow^{(5/5)}$	\downarrow	NA
El	NA	NA	0 ^(3/5)	$\downarrow^{(5/5)}$
Indicadores de Presión				
AS	NA	$\downarrow^{(5/5)}$	NA	$\downarrow^{(5/5)}$
Ch	NA	$\downarrow^{(4/5)}$	$\downarrow^{(4/5)}$	$\downarrow^{(4/5)}$
RAr	$\downarrow / 0^{(1/2)}$	$\downarrow^{(4/5)}$	$\downarrow^{(4/5)}$	NA

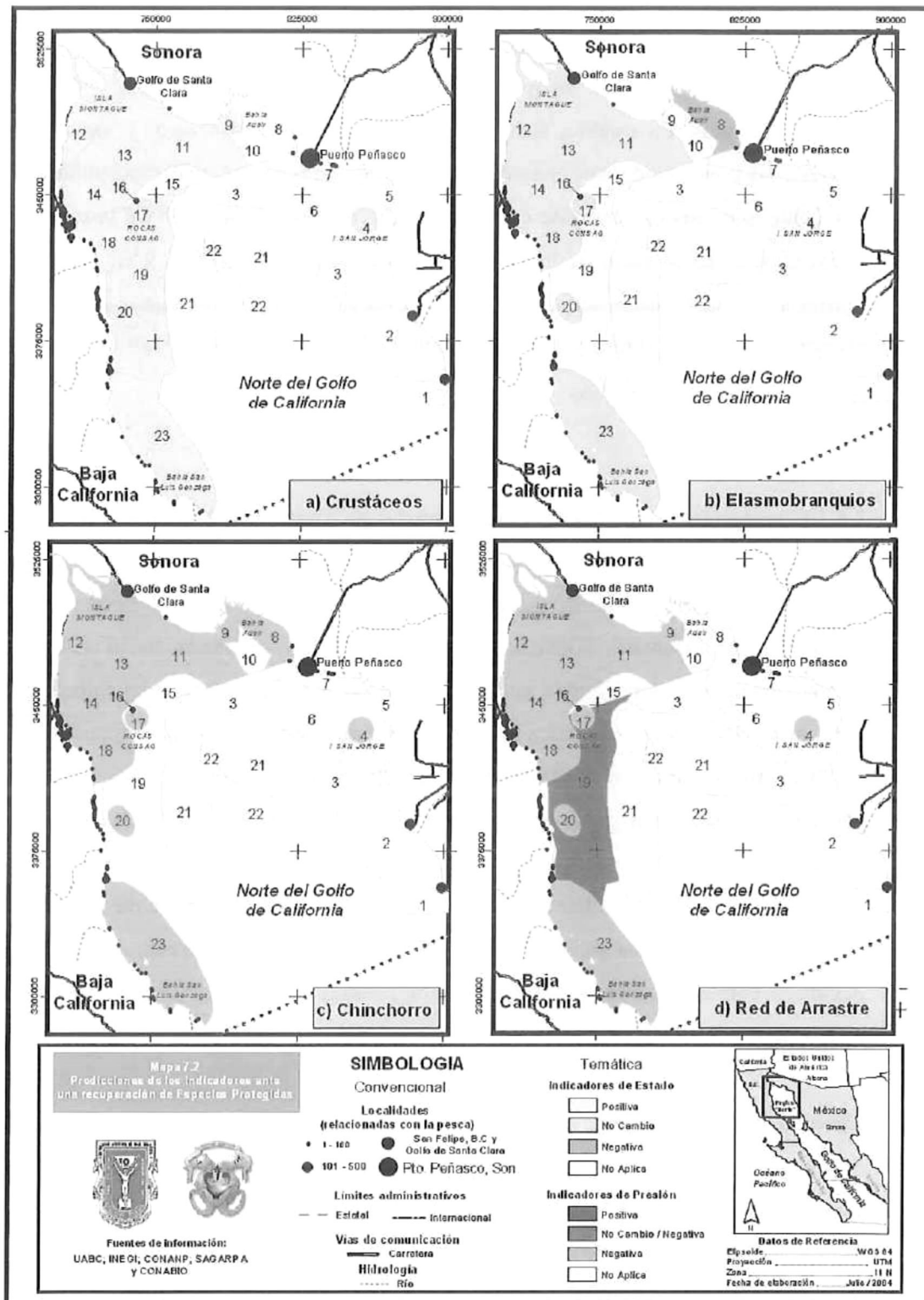
CIO= Captura incidental omnívora; Cr= Crustáceos; M= Moluscos; CIC= Captura incidental carnívora, Es= Escama; El= Elasmobranquios; AS= Artes Selectivas; Ch= Chinchorro; RAr= Red de Arrastre; ⁽¹⁾ = Proporción de modelos que sugieren la respuesta; NA= Escenarios donde este indicador no se encuentra; *= Predicción no significativa (PP<0.4); \uparrow = Respuesta positiva; \downarrow = Respuesta negativa; 0= Sin cambio.

La tabla de predicciones del modelo de la comunidad biológico-pesquera sin pesquerías (Cuadro 6.1) mostró que la mayoría de los grupos aumentarían ante una disminución de las *especies protegidas*. Al incluir los indicadores de presión, los modelos del sistema pesquero (Cuadro 7.3) muestran predicciones negativas, pero también de no cambio, e incluso positivas. Sólo las pesquerías de *moluscos* y *escama* mantuvieron siempre una predicción negativa, igual a las predicciones del modelo sin pesquerías. Por lo que, al menos para estos dos últimos indicadores, son las relaciones tróficas las que siguen dominando su comportamiento y son menos sensibles a los indicadores de presión. Tal tendencia se debe a la cercanía trófica de ambos grupos con las *especies protegidas*, donde los *moluscos* son una de las presas principales y el grupo de *escama*, además de ser sus presas, compite por recursos alimenticios.

Las predicciones de no cambio (0) son especialmente útiles en el manejo de recursos porque significan que las variables son insensibles al disturbio evaluado (Bodini, 1998) y aportan información no siempre obvia. Las poblaciones de *crustáceos*, y de *omnívoros* y *carnívoros* de la *captura incidental*, no cambian ante una disminución de *especies protegidas* en la mayor parte de la zona (p.p. E, F y G) (Mapa 7.2a). Los otros depredadores tope, los *elasmobranquios*, no mostraron cambios durante las temporadas de *crustáceos*, *elasmobranquios* y no pesquerías en las áreas dentro de la Reserva de la Biosfera AGCyDRC y cercanas a las costas de Baja California donde se pescan *crustáceos-escama-elasmobranquios* (p.p. G) (Mapa 7.2b).

Sólo Bahía Adair (p.p. H) tuvo predicciones que indican que los dos indicadores de la base alimenticia (Cr y CIO) aumentan y los carnívoros disminuyen durante las temporadas de pesca. Este comportamiento se debe al efecto negativo del *chinchorro* sobre las pesquerías objetivo y la *captura incidental*, durante la extracción de *crustáceos*. El efecto negativo de los indicadores de presión y el aumento de las *especies protegidas* refuerzan la menor depredación de los carnívoros primarios (CIC) sobre especies *omnívoras* (CIO) y *crustáceos* (Cr). De hecho, sólo durante la extracción de uno de estos recursos (*crustáceos*) o cuando no hay pesca es cuando las predicciones se hacen menos significativa.

En el caso de las artes de pesca, se verían disminuidas ante más competencia por los recursos objetivo en casi todas las temporadas y áreas (Mapa 7.2c). No cambian sólo durante la temporada de *crustáceos* y en el área de “pesca de arrastre 4” (p.p. E), debido a que no cambia la población de esta pesquería, ni sus depredadores principales (los *carnívoros* de la *captura incidental*) (Mapa 7.2d).



Mapa 7.2. Predicciones de dos indicadores de estado (*crustáceos* y *elasmobranchios*) y dos de presión (*chinchorro* y *red de arrastre*) ante una recuperación del indicador de estado *especies protegidas*.

Con base en todo lo anterior, de tener éxito las políticas de conservación de índole poblacional de organismos con estatus de protección (Poder Ejecutivo Federal, 1990; 1994b; 2001; 2004), la mayoría de los paisajes y algunos grupos analizados (Cr, CIO, CIC) serían poco perturbados. En cambio, Bahía Adair, el resto de los carnívoros y las artes de pesca (excepto las áreas donde únicamente opera la red de arrastre) son más susceptibles a cambiar. En términos de los esfuerzos de conservación (INE, 1995; WWF, 2002), la recuperación de estas especies en la parte de la Reserva de la Biosfera AGCyDRC y en la costa de Baja California (zona de distribución principal de la vaquita marina) beneficiaría primordialmente a las pesquerías de *moluscos* y *escama*, mientras el resto de la comunidad biológico-pesquera permanecería menos sensible.

7.1.2 Estrategias orientadas al manejo de artes pesqueras (indicadores de presión)

Las fuerzas pesqueras que ejercen presión en el área de estudio están reguladas por políticas gubernamentales. Algunas de estas políticas están orientadas hacia las artes de pesca (Poder Ejecutivo Federal, 2004), entre las que destacan la disminución del chinchorro y la red de arrastre (INE, 2004). Se escogieron como ejemplos estos dos impactos por ser dos de los planteamientos con mayor polémica en la zona (CIRVA, com. pers.; Laboratorio de ecología pesquera CICESE, com. pers.; Equipo técnico Reserva de la Biosfera AGCyDRC, com. pers.).

En general, las predicciones de los indicadores de estado fueron menos constantes que las de los dos ejemplos anteriores. Probablemente se deba a la presencia de las relaciones negativas empleadas entre los indicadores de presión y los de *captura incidental* y *especies protegidas*.

Ejemplo 3. Disminución de chinchorros

La estrategia de limitar los chinchorros es utilizada como medida de control en todas sus pesquerías (Poder Ejecutivo Federal, 2004). Aunque el arte se ocupa en gran parte de las zonas de pesca (74.5%), esta medida es impulsada especialmente dentro de la Reserva de la Biosfera AGCyDRC (INE, 1995) y en el polígono de mayor distribución de la vaquita marina (WWF, 2004). Con base en los 23 modelos pesqueros (Anexo IV) que tienen al *chinchorro* como una

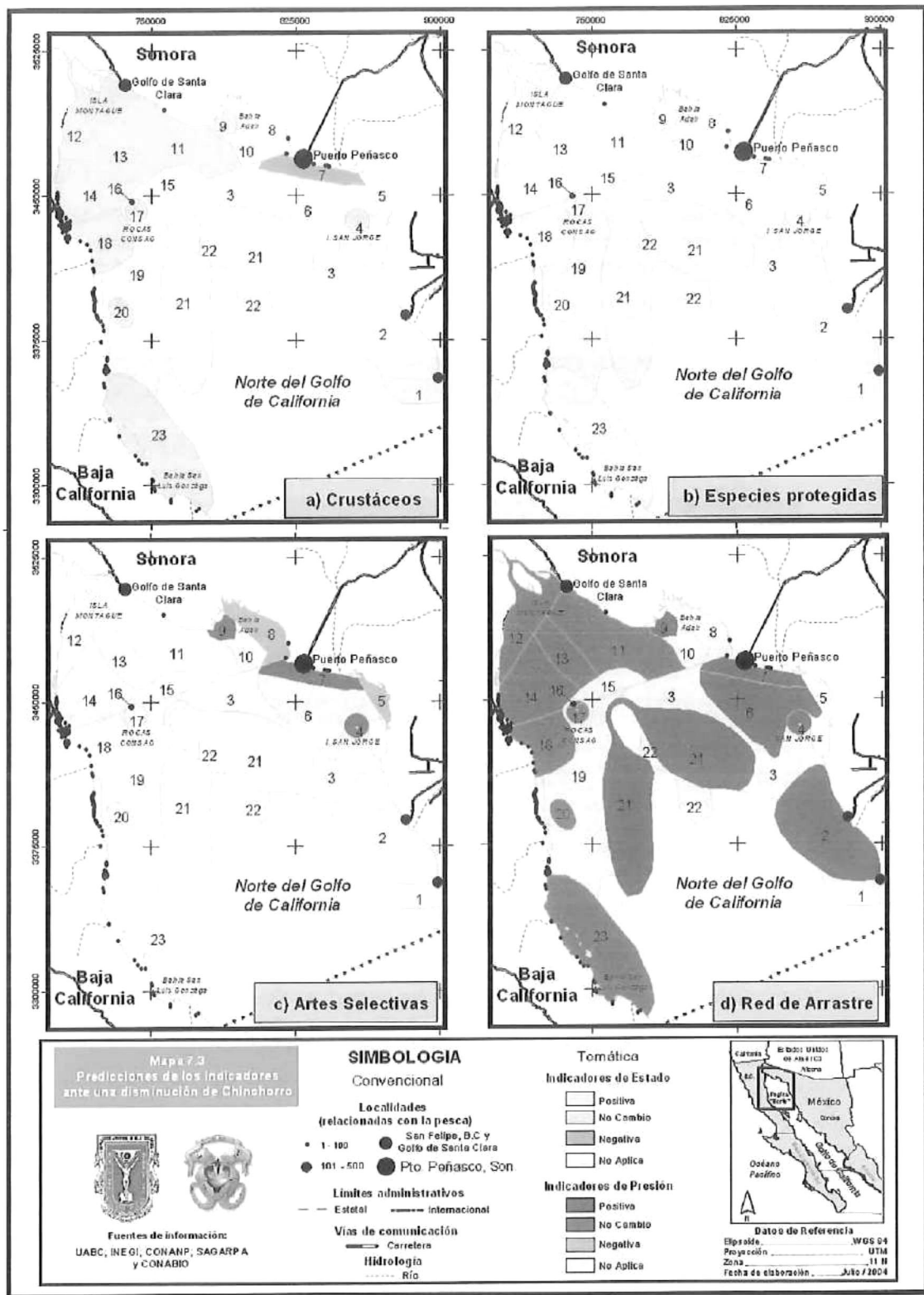
de sus variables, se evaluó la respuesta del sistema pesquero ante la disminución del número de chinchorros (Cuadro 7.4). Por su importancia económica y social, en el mapa 7.3 se muestran las respuestas de los indicadores de estado: *crustáceos* y *especies protegidas* y los de presión: *artes selectivas* y *red de arrastre*.

Cuadro 7.4. Predicciones de los modelos ante una disminución en los *chinchorros*. Los indicadores de estado fueron ordenados de forma creciente de acuerdo a su nivel trófico (escala de grises). (Ej. B = Unidad de paisaje crustáceos, escama y elasmobranquios / sin especies protegidas; 4 – 6 y 8 = Modelos pesqueros del Anexo IV; Cr ($\uparrow^{(1/4)} / \uparrow^{*(2/4)}$) = De cuatro predicciones, sólo una es significativa y positiva).

Paisaje de pesca	B	C	D	F	G	H
Fragmentos pesqueros	2, 6 y 21	5	7	4 y 9	11-14, 16-18, 20 y 23	8
Modelos pesqueros	4 - 6 y 8	11 - 13	14-18 y 20	24, 25 y 28	29-31 y 33	36 - 38
Indicadores de Estado						
CIO	0 ^(3/4)	↓ ^{(1/3) / ↓^(2/3)}	↓ ^{(2/6) / ↓^(1/3)}	0 ^(2/3)	0 ^(1/4)	↑ ^{(1/3) / ↑^(1/3)}
Cr	↑ ^{(1/4) / ↑^(2/4)}	↑ ^(1/3)	↓ ^{(2/6) / ↓^(1/3)}	0 ^(2/3)	0 ^(1/4)	↑ ^{(1/3) / ↑^(2/3)}
M	NA	↓	↑ ^{(2/6) / ↑^(2/3)}	↓ ^(3/3)	NA	↓ ^(3/3)
CIC	0 ^(1/4)	↑ ^{(1/3) / ↑^(2/3)}	↑ ^(2/6)	0 ^(2/3)	0 ^(1/4)	↓ ^{(1/3) / ↓^(2/3)}
Es	↑ ^(4/4)	NA	↑ ^{(5/6) / ↑^(1/3)}	↑ ^{(1/3) / ↑[*]}	0 ^(3/4)	NA
El	↓ ^{(1/4) / ↓^(2/4)}	↑ ^(3/3)	↓ ^(3/6)	NA	0 ^(1/4)	↓ ^(1/3)
SPr	NA	NA	NA	↑ ^(3/3)	↑ ^(4/4)	↑ ^{(2/3) / ↑^(1/3)}
Indicadores de Presión						
AS	NA	↓ ^(3/3)	↑ ^(5/6)	↑	NA	↓ ^(3/3)
RAr	↑ ^(4/4)	NA	↑ ^(6/6)	↑ ^{(1/3) / ↑^(1/3)}	0 ^(3/4)	NA

CIO= Captura incidental omnívora; Cr= Crustáceos; M= Moluscos; CIC= Captura incidental carnívora; Es= Escama; El= Elasmobranquios; SPr= Especies protegidas; AS= Artes Selectivas; RAr= Red de Arrastre; () = Proporción de modelos que sugieren la respuesta; NA= Escenarios donde este indicador no se encuentra; * = Predicción no significativa (PP<0.4); ↑= Respuesta positiva; ↓= Respuesta negativa; 0= Sin cambio.

Para su análisis las predicciones se pueden dividir en aquellas relacionadas directamente o indirectamente con el chinchorro. Al respecto, Ortiz (2003) encontró que ante la disminución de la presión pesquera, las especies objetivo mostraban predicciones de recuperación, al mismo tiempo que disminuían sus competidores por alimento o espacio. En este caso, las pesquerías objetivo son las orientadas a *crustáceos*, *escama* y *elasmobranquios*, y no siempre tendieron a aumentar. Los dos primeros, no obstante ser beneficiados por la disminución del arte de pesca, también tuvieron predicciones de no cambio e incluso, en el caso de los *crustáceos*, negativas. Esta respuesta negativa se da en “La Salina” (p.p D), el fragmento pesquero más cercano a Pto. Peñasco (Mapa 7.3a) y, se debe a que la disminución del chinchorro beneficia tanto a sus depredadores como a las otras dos artes de pesca (As y RAr).



Mapa 7.3. Predicciones de dos indicadores de estado (*crustáceos* y *especies protegidas*) y dos de presión (*artes selectivas* y *red de arrastre*) ante una disminución del indicador de presión *chinchorro*.

El otro grupo impactado directamente son los *elasmobranquios*. En la mayoría de los lugares, la estrategia de disminuir la pesca con chinchorros no es suficiente para impactar positivamente a este recurso. La presión directa que ejerce la red de arrastre (*captura incidental* durante la pesca de *crustáceos* o *escama*) tiene un fuerte efecto en las predicciones de este grupo pesquero. De manera que, sólo en los paisajes pesqueros C y G, cuando la *red de arrastre* no está presente o ésta no sufre cambios, las poblaciones de *elasmobranquios* podrían aumentar o mantenerse sin cambios.

Los grupos no relacionados directamente con el *chinchorro* son los *moluscos*, los grupos (*omnívoros* y *carnívoros*) de *captura incidental* y las *especies protegidas*. La pesquería de *moluscos* es la más constante en sus predicciones y, en general, disminuye debido al aumento de sus principales depredadores (El y Spr), que al efecto directo de las artes dirigidas a su extracción (AS). Únicamente en "La Salina" (p.p. D), donde las poblaciones de *elasmobranquios* son deterioradas por la *red de arrastre*, las poblaciones de *moluscos* podrían aumentar. Al contrario, las especies *omnívoras* y *carnívoras* de la *captura incidental* fueron de los grupos con respuestas más variadas, pero predominaron las respuestas de no cambio, siendo el grupo menos sensible ante la disminución de *chinchorros*.

La respuesta de las *especies protegidas* siempre fue positiva (Mapa 7.3b). Esto se debió tanto por el efecto obvio de la disminución del arte con mayor impacto directo sobre sus poblaciones (*chinchorro*) (Cudney y Turk, 1998; CIRVA, com. pers.), como también por una mayor disponibilidad de alimento ocasionado por la menor pesca. Específicamente, la estrategia de disminuir el número de chinchorros en la Reserva de la Biosfera AGCyDRC (INE, 2004) y en el área de distribución principal de la vaquita marina (Jaramillo-Legorreta *et al.*, 1999), no sólo beneficia a estas especies debido a una menor captura incidental, sino que también por un menor deterioro en las poblaciones que les sirven de alimento.

Dentro de los indicadores de presión, las áreas asociadas a las *artes selectivas* corresponden a las partes someras de Puerto Peñasco: La Salina, La Choya, Bahía Adair y El Borrascoso (Mapa 7.3c). Sus predicciones tuvieron sentidos diferentes entre sí, y dependieron de los cambios en las poblaciones de *moluscos*. En tanto, la *red de arrastre* salió beneficiada, con predicciones positivas para el resto de la costa de Sonora y el "área baquetera" (f.p. 20), que ocupan alrededor de un 42 % de la superficie total (Mapa 7.3d). La respuesta fue de no

cambio en aproximadamente 35 %, que corresponden a dos zonas con importancia de protección: la Reserva de la Biosfera AGCyDRC y el área de distribución principal de la vaquita marina.

La estrategia de disminución de chinchorros en “El Desemboque” (f.p. 2) es especialmente importante porque incluye la zona de pesca de comunidades Seri (Felger y Beck, 1985) y es identificada como una zona prioritaria para su conservación (CSGC, 2001). Las predicciones de los modelos sugieren que la mayoría de los recursos aumentarían y únicamente la pesquería de elasmobranquios disminuiría.

Ejemplo 4. Disminución en la pesca de arrastre

A ciencia cierta se desconoce que tanto la pesca ha colaborado con el deterioro de los recursos del Norte del Golfo de California (Ortiz, 2002), sin embargo, se reconoce que constituye una fuente de disturbio de impacto considerable (Cisneros-Mata, 2004). En especial, la flota tecnificada o industrial, se distingue por la intensidad de pesca que ejerce en la zona y por la poca selectividad de su red de arrastre. No obstante se han generado medidas regulatorias específicas para esta flota (Poder Ejecutivo Federal, 1993a; 1993c; 1994a; 1997; 2004), se dificulta implementar medidas de planeación que tendrían que incidir en aspectos como: el múltiple origen de los barcos que operan durante la pesca de camarón (Investigadores de CoBI, com. pers.), la sobrecapacidad de pesca (Brusca y Hendrickx, 2004), la modernización de la flota y aumentar la selectividad de las artes de pesca (Nava, 1994).

Debido a que la eliminación total de la captura incidental es prácticamente imposible en medios de pesca multiespecífica (Pedrín-Osuna *et al.*, 2001), las estrategias que se están explorando se dirigen a la disminución de las flotas involucradas (Poder Ejecutivo Federal, 2004) y el aumento de la selectividad en la red de arrastre (Franco y Álvarez, 1993; Balmori-Ramírez, 1999; INE, 2004). En la presente sección, sólo se pudo explorar la disminución de la flota industrial, pues se incluyen las relaciones negativas actuales entre artes de pesca y grupos no objetivos (captura incidental); para evaluar aquellas medidas orientadas a mejorar la selectividad de las artes de pesca, se deberán construir modelos donde se eliminen dichas relaciones.

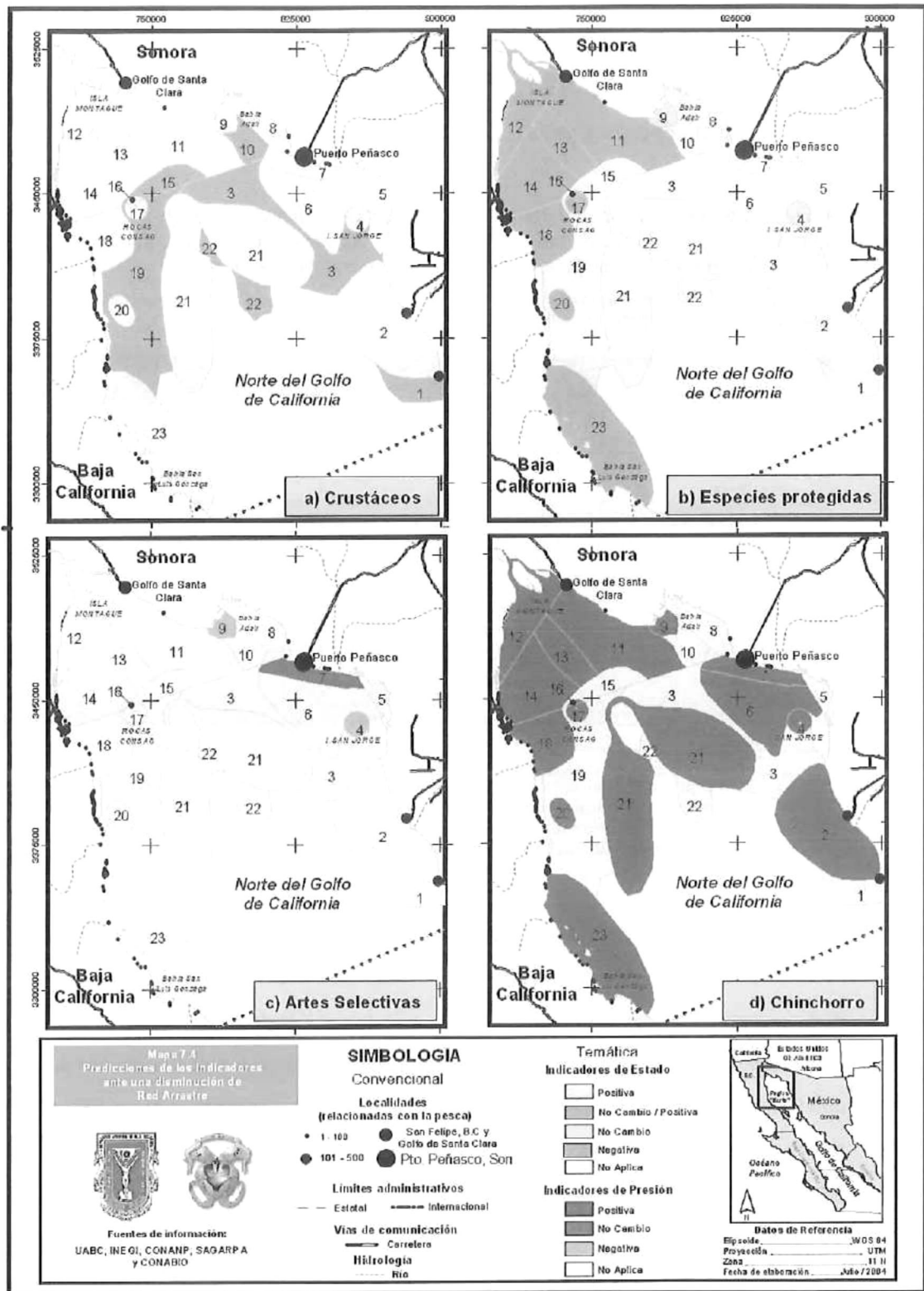
Se analizó la respuesta de 18 modelos para examinar el comportamiento del sistema pesquero ante un escenario exitoso de las estrategias de manejo orientadas a la disminución de la pesca de arrastre (Cuadro 7.5). En el mapa 7.4 se desplegaron gráficamente las predicciones para los indicadores de *crustáceos*, *especies protegidas*, *artes selectivas* y *chinchorro*.

Cuadro 7.5. Predicciones de los modelos ante una disminución en la *red de arrastre*. Los indicadores de estado fueron ordenados de forma creciente de acuerdo a su nivel trófico (escala de grises). (Ej. B = Unidad de paisaje crustáceos, escama y elasmobranquios / sin especies protegidas; 4, 5 y 8 = Modelos pesqueros del Anexo IV; Cr ($0^{(1/2)}/\uparrow^{(1/2)}$) = De dos predicciones significativas, una es positiva y otra de no cambio).

Paisaje de pesca	A	B	D	E	F	G
Fragmentos pesqueros	1, 3, 10, 15 y 22	2, 6 y 21	7	19	4 y 9	11-14, 16-18, 20 y 23
Modelos pesqueros	1 y 2	4, 5 y 8	14 - 18	21 y 22	24, 25 y 28	29, 30 y 33
Indicadores de Estado						
CIO	$0^{(1/2)}$	$\uparrow^{(1/3)}/\uparrow^{*(2/3)}$	$\uparrow^{(4/5)}/\uparrow^*$	$0^{(1/2)}$	$0^{(1/3)}/\uparrow^{(1/3)}/\downarrow$	$\uparrow^{*(3/3)}$
Cr	$0^{(1/2)}/\uparrow^{(1/2)}$	$\uparrow^{(1/3)}/\uparrow^{*(1/3)}$	$\uparrow^{(5/5)}$	$0^{(1/2)}/\uparrow^{(1/2)}$	$\uparrow^{(2/3)}$	$\uparrow^{*(3/3)}$
M	NA	NA	$\downarrow^{(3/5)}/\downarrow^{*(2/5)}$	NA	$\uparrow^{(1/3)}/\uparrow^{*(1/3)}$	NA
CIC	$0^{(1/2)}$	$\downarrow^{(1/3)}/\downarrow^{*(2/3)}$	$\downarrow^{(4/5)}/\downarrow^*$	$0^{(1/2)}$	$0^{(1/3)}/\downarrow^{(1/3)}/\uparrow$	$\downarrow^{*(3/3)}$
Es	$\uparrow^{(2/2)}$	$\uparrow^{(1/3)}/\uparrow^{*(2/3)}$	$\uparrow^{(2/5)}/\uparrow^{*(3/5)}$	$\uparrow^{(2/2)}$	$\uparrow^{(2/3)}/\uparrow^*$	$\uparrow^{(2/3)}/\uparrow^*$
El	NA	$\uparrow^{(2/3)}/\uparrow^*$	$\uparrow^{(3/5)}/\uparrow^{*(2/5)}$	NA	NA	$\uparrow^{(2/3)}/\uparrow^*$
SPr	NA	NA	NA	$\uparrow^{(2/2)}$	$0^{(1/3)}$	$\downarrow^{*(3/3)}$
Indicadores de Presión						
AS	NA	NA	$\uparrow^{(4/5)}$	NA	$\downarrow^{(1/1)}$	NA
Ch	NA	$\uparrow^{(3/3)}$	$\uparrow^{(5/5)}$	NA	$\uparrow^{(3/3)}$	$\uparrow^{(3/3)}$

CIO= Captura incidental omnívora; Cr= Crustáceos; M= Moluscos; CIC= Captura incidental carnívora; Es= Escama; El= Elasmobranquios; SPr= Especies protegidas; AS= Artes Selectivas; Ch= Chinchorro; ⁽ⁱ⁾ = Proporción de modelos que sugieren la respuesta; NA= Escenarios donde este indicador no se encuentra; * = Predicción no significativa (PP<0.4); \uparrow = Respuesta positiva; \downarrow = Respuesta negativa; 0 = Sin cambio.

El área de pesca de la flota industrial es la más extensa de las pesquerías analizadas (99%). La respuesta de los indicadores de estado ante la disminución de la red de arrastre fue de menos predicciones significativas y una mayor variabilidad temporal. Este comportamiento tan complejo se debe a que la flota industrial no sólo impacta a las poblaciones de sus especies objetivo (*crustáceos* y *escama*), sino también a otros recursos (El, CIC y SPr); ocasionando pérdidas de biodiversidad, cambios en la comunidad bentónica y disminución de otros recursos comerciales (Cisneros-Mata, 2004).



Mapa 7.4. Predicciones de dos indicadores de estado (*crustáceos* y *especies protegidas*) y dos de presión (*artes selectivas* y *chinchorro*) ante una disminución del indicador de presión *red de arrastre*.

En el caso de las pesquerías objetivo, las poblaciones de *crustáceos* y *escama* saldrían beneficiadas, incluso en las áreas donde interactúa con otras artes de pesca. En aquellas zonas donde únicamente opera la flota industrial (E), la tendencia no fue tan clara, pues la mitad de los modelos sugieren que los *crustáceos* no cambian durante la pesca de *escama* (Mapa 7.4a). Esta poca sensibilidad a la disminución de la red de arrastre, se debe a que las poblaciones de los depredadores (CIC) se mantienen “estables” al disminuir la captura incidental.

Los *moluscos* y *elasmobranquios* son los recursos pesqueros no aprovechados directamente por la flota industrial y, en general, ambos también tendrían mejores condiciones para incrementar sus poblaciones. La respuesta de los *elasmobranquios* es siempre positiva, por la menor presión al disminuir su captura incidental y una mayor disponibilidad de alimento, aunque la tendencia puede ser menos clara durante las temporadas de pesca de *escama* y *elasmobranquios*. El grupo de los *moluscos* son los únicos que mostraron una predicción adversa en “La Choya” (f.p. 7), por lo que en esta área deberán estimarse otras medidas de manejo orientadas a dicho grupo. Tales medidas deberán considerar que, por su cercanía a Puerto Peñasco, “La Choya” es el fragmento pesquero con mayor presión por pesca (Cr-M-Es-EI).

Los grupos no comerciales que están indirectamente relacionados con la red de arrastre son los miembros de la *captura incidental* (omnívora y carnívora) y las *especies protegidas*. Para los miembros de la *captura incidental omnívora* la estrategia de disminuir la flota industrial sería benéfica en los paisajes B, D y G. En el resto de las zonas, estas poblaciones omnívoras oscilan entre no cambiar y beneficiarse parcialmente (dependiendo de la temporada de pesca). En el caso de las *carnívoras* de la *captura incidental* el comportamiento es inverso, disminuyendo en los paisajes en las cuales aumentan sus depredadores y actúan en conjunto otras artes de pesca.

Las *especies protegidas* muestran los tres tipos de predicciones: positivas (p.p. E), no cambio (p.p. F) y, aunque no significativas, negativas (p.p. B) (Mapa 7.4b). En el caso del efecto positivo (por aumentar la disponibilidad de alimento y ser el principal depredador de la zona) que se da en el fragmento “pesca de arrastre 4” (p.p. E), coincide con el área de distribución principal de la vaquita marina, pero también es un área de pesquería intensa

(Jaramillo-Legorreta *et al.*, 1999; WWF, 2001; Urbán, 2004). Las respuestas de no cambio se dan en “El Borrascoso” y alrededor de “Isla San Jorge” (p.p. F), donde el efecto se compensa por la pesquería con *chinchorro*.

De los indicadores de presión, las *artes selectivas* aumentan únicamente en “La Choya” (p.p. D) y disminuyen en “El Borrascoso” y alrededor de “Isla San Jorge” (p.p. F) (Mapa 7.4c). En cambio, el *chinchorro* tiende a aumentar en todas los paisajes pesqueros (Mapa 7.4d).

La Reserva de la Biosfera AGCyDRC y las costas cercanas de Baja California (p.p. G) se destacaron por la mayor cantidad de predicciones poco significativas. Esto se debe al gran número de conexiones que existe entre las variables, dando lugar a un sistema poco predecible por su alta conectividad. Por su riqueza biológica (Farfán, 1975; Félix, 1975; Cárdenas, 2003) y para los fines de conservación de recursos que se persiguen en estas áreas, tal tendencia es importante, pues sugiere la poca certidumbre en el éxito de recuperación de especies prioritarias -por sus importancia comercial (Cr), ecológica (CIC y CIO) y socioeconómica (SPr)- ante estrategias orientadas únicamente a la disminución de la red de arrastre.

7.2 Conclusiones

Una misma estrategia puede producir respuestas diferentes en el sistema pesquero del Norte del Golfo de California. Sin embargo, se encontró que las respuestas ante estrategias de manejo son más homogéneas si impactan directamente a los recursos biológicos, que aquellas dirigidas a las artes de pesca.

a) Aumento de los carnívoros de la captura incidental.

Esta estrategia es la que provoca más respuestas uniformes en los recursos pesqueros; los indicadores que se encuentran en la base trófica disminuyen y los carnívoros aumentan. Algunas de las hipótesis que surgen de las predicciones de los modelos ante la recuperación de los *carnívoros de la captura incidental* son:

- El resto de los carnívoros se beneficiaría, en el ámbito productivo mejorarían las condiciones para las pesquerías de *escama* y *elasmobranquios*, y en el de la conservación las de *especies protegidas*.
- En general, los indicadores de estado responden uniformemente en toda la zona; excepto el grupo de *escama*, que presenta variaciones espaciales.
- La pesca con *chinchorro* se beneficiaría al aumentar la extracción de *escama* y *elasmobranquios*, este arte de pesca no tendría cambios en aprox. un 40 % de la superficie total y aumentaría en el 31 % (cercanas a Sonora).
- Las mejores condiciones para la *red de arrastre* se presentarían para gran parte de las unidades pesqueras cercanas a la costa de Sonora, ya que la pesca se compensaría con un aumento en la extracción de *escama*. No tendría cambios en aproximadamente un 40 % de la superficie total y se beneficiaría en otro 28 %.
- En el caso de las pesquerías (indicadores de presión) en general, las mejores condiciones se presentarían para gran parte de la pesca cercana a la costa de Sonora, y de no cambio para las correspondientes a la costa de Baja California y la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado.

b) Aumento de las especies protegidas.

El éxito de las estrategias orientadas a la recuperación de las *especies protegidas* provocarían que la mayoría de las unidades y algunos grupos analizados (Cr, CIO, CIC) sean poco disturbados. En cambio, Bahía Adair, el resto de los carnívoros y las artes de pesca (excepto las áreas donde únicamente opera la red de arrastre) son más susceptibles a cambiar. repuestas. Algunas de las hipótesis más específicas que surgen de las predicciones de los modelos son:

- Los *crustáceos, omnívoros de la captura incidental y elasmobranquios* son poco sensibles a los cambios poblaciones de las especies protegidas.
- Bahía Adair representa tan sólo el 2.3% de la cobertura total, pero es la unidad más sensible a este impacto: aumentan los indicadores de la base alimenticia (Cr y CIO) y disminuyen los moluscos y los carnívoros.
- Las artes de pesca y las *especies protegidas* compiten por los mismos recursos, el éxito en programas de protección a estas últimas significaría menos recursos para las pesquerías. Sólo el área de “pesca de arrastre 4” (12.5%) es menos sensible a la incremento de las *especies protegidas* durante la pesca de crustáceos.
- En general, los recursos pesqueros dentro de la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado son poco sensibles a la recuperación de las *especies protegidas*.

c) Disminución de chinchorros.

El sólo reducir la presión por chinchorros no necesariamente provocara la recuperación de aquellas pesquerías en que se utiliza este arte. Especialmente, predominó la respuesta de no cambio para el resto de los indicadores de estado (aprox. un 40% de la superficie total), pero se obtuvieron predicciones positivas en ciertos grupos. Algunas de las hipótesis que surgen de las predicciones de los modelos son:

- El grupo de *elasmobranquios* y el paisaje pesquero D (La Salina) presentan condiciones donde la disminución del chinchorro no es suficiente para impactarlas

- positivamente de manera clara, por lo que en ellos se debe de considerar la pertinencia de estrategias únicamente orientadas al *chinchorro* y la pesca artesanal.
- Los miembros de la *captura incidental* (omnívoros y carnívoros) fueron los menos sensibles a esta medida.
 - Las *especies protegidas* aumentan en toda la zona de estudio. Tal predicción se debió a que, directamente, disminuye la menor presión ejercida por su captura incidental en la pesca e, indirectamente, por la mayor disponibilidad de alimento.
 - La *red de arrastre* no es afectada o puede beneficiarse en aprox. el 70 % de toda la zona pesquera. Las zonas donde mejoran sus condiciones de pesca quedan principalmente fuera de la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado.
 - Aunque en las zonas pesqueras con interés para la protección -Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado y el área de distribución principal de la vaquita marina- las poblaciones de sus recursos en general permanecen sin cambios, si mejoran las condiciones para un aumento de las *especies protegidas*.
 - En el “El Desemboque” (f.p, 2), zona de pesca de las comunidades Seri y prioritaria para su conservación, las predicciones sugieren que los recursos pesqueros *crustáceos* y *escama* aumentarían y únicamente la pesquería de *elasmobranquios* disminuiría.

d) Disminución de red de arrastre

Esta estrategia es la más extensa de las pesquerías analizadas (99%), pero es la que produce respuestas espaciales y temporales más heterogéneas. Algunas de las hipótesis que surgen de las predicciones de los modelos son:

- Las poblaciones de las especies objetivo (*crustáceos* y *escama*) se recuperarían al disminuir los “efectos” de la *red de arrastre*. Sin embargo, las predicciones pueden cambiar temporalmente en función del nivel trófico del recurso explotado.
- De los indicadores que no son objetivo de la flota industrial, los *elasmobranquios* se recuperarían en todas las unidades por se menor captura incidental, mientras que las poblaciones de *moluscos* no muestran una tendencia definida.

- Los dos indicadores de *captura incidental* (*omnívora* y *carnívora*) no siempre se recuperan ante la disminución de la presión por las redes de arrastre; por lo que estrategias donde se complemente con otras regulaciones deben ser examinadas.
- Aunque, espacialmente, la respuesta del grupo de *especies protegidas* es poco clara, sus poblaciones se ven beneficiadas en dos paisajes pesqueros de importancia para la conservación inmiscuidos (parte del área de distribución de la vaquita marina, el Borrascoso e Isla San Jorge), al aumentar o permanecer en el mismo nivel poblacional.
- El *chinchorro* aumenta en todas su áreas de influencia y se debe a que es beneficiado por la menor competencia por recursos.
- La Reserva de la Biosfera AGCyDRC y las costas cercanas de Baja California se destacaron por la mayor cantidad de predicciones poco significativas. Para los fines de conservación de recursos que se persiguen en estas áreas, tal tendencia es importante, pues sugiere la poca certidumbre en el éxito de recuperación de especies prioritarias ante estrategias orientadas únicamente a la disminución de la red de arrastre.

VIII. Discusiones generales

En el Norte del Golfo de California, en las últimas décadas se ha generado información acerca de sus procesos físicoquímicos y dinámica ecosistémica. Sin embargo, como sistema complejo que es, estos esfuerzos aun son insuficientes cuando se intentan generar y respaldar estrategias de manejo de manera adecuada y eficaz (Hendricx, 1985). La generación de modelos teóricos es una herramienta que ha comprobado su versatilidad en la planeación pesquera (Gulland, 1977). En la región se han implementado modelos teóricos de índole cuantitativa, pero estos aun son disciplinarios (Arreguín-Sánchez *et al.*, 1999; Morales-Zarate, 2001) y la disponibilidad y calidad de la información pesquera histórica dificulta su construcción y validación (Suárez, 2004). Es hasta fechas recientes que esfuerzos académicos y no gubernamentales han impulsado nuevos enfoques multidisciplinarios e interdisciplinarios (Megataller y Coalición por el Golfo) para la creación de modelos como el publicado por Sala *et al.* (2002). El empleo de este tipo de modelos es importante dentro del manejo de recursos, porque permite evaluar las respuestas ecosistémicas ante medidas de protección orientadas a una especie o un grupo de ellas.

El presente trabajo aporta al Norte del Golfo de California elementos para el entendimiento integrado de la parte biológica y social en el manejo de sus recursos, y es el primer ejercicio que utiliza el análisis cualitativo dentro del marco conceptual PER para modelar la dinámica pesquera. Aunque el empleo de indicadores ambientales dentro del modelo PER ya es algo comúnmente utilizado (OECD, 2002), su inserción conceptual en el análisis cualitativo es algo novedoso. El incluir el modelo PER permitió interpretar los resultados de los indicadores sociales dentro de un sistema dinámico y no simplificar la relación entre la sociedad y el medio ambiente, como menciona Christie *et al.* (2004). Además, comúnmente los estudios cualitativos se han enfocado en la estructura interactiva de una comunidad biológica (Bodini, 1998), y tan sólo unos cuantos han considerado dentro del sistema variables sociales y físicas (Ortiz y Wolf, 2002; Ortiz *et al.*, 2002; Ortiz, 2003). Sin embargo, éstos trabajos no analizan las variables sociales como una presión que esta sujeta a fuerzas motrices; en este caso políticas pesqueras gubernamentales y conservacionistas.

Los modelos desarrollados a partir del análisis cualitativo permiten integrar el conocimiento para el entendimiento de sistemas complejos y hacer predicciones sobre posibles

problemas futuros (Bodini, 1998). En general, esto es particularmente útil para aumentar el aun escaso conocimiento conceptual de los sistemas acuáticos (Seelbach *et al.*, 2002), y en particular para la evaluación de escenarios de manejo de recursos marinos, donde no es bien entendido el efecto de la pesca sobre los recursos y las relaciones directas e indirectas que operan en los ecosistemas (Ortiz y Wolf, 2002; Montaña-Moctezuma 2002). En países como México, donde los datos sobre la producción de los recursos explotados y el número de artes de pesca no son exactos, los modelos de este tipo son especialmente útiles. En el Norte del Golfo de California, esta poca calidad de los datos es validada por González (2000), quien encontró como practica común en el Golfo de Santa Clara, no reportar todas las especies capturadas (princ. tiburón, jaiba y almeja) y que sólo el 78.5 % de las embarcaciones están registradas oficialmente.

El análisis cualitativo genera modelos a través de las interacciones entre los miembros de una comunidad y no requiere incluir todos los niveles de la trama alimenticia (Montaña-Moctezuma y Heppell, 2003). Esta reducción en el tamaño del sistema, permite hacer análisis particulares de cada especie o variable del sistema, cosa que sería imposible en un modelo sumamente complicado. Sin embargo, a pesar de que algunos grupos no sean explícitamente incluidos en el modelo, éstas variables son incluidas implícitamente en forma de retroalimentaciones que ayudan a equilibrar el sistema. Aunque para la elección de los indicadores se utilizó únicamente información pesquera, y se dejó fuera al resto de la comunidad biótica, se cumplió la premisa del modelo de analizar el sistema pesquero de la zona. Esta es una limitante de los indicadores en general, pues el utilizar sólo algunos rasgos para describir un sistema no asegura predecir el comportamiento del resto del sistema (Gladstone, 2001). En particular, los ecosistemas de las zonas ya han sido catalogados como de baja complejidad en desarrollo y tal estado se ha asociado a la explotación a que han estado sometidos las últimas décadas (Arreguín-Sánchez *et al.* 1999). Por lo tanto, los indicadores, los modelos y las predicciones son aproximaciones bastante reales a lo que está sucediendo con los ecosistemas marinos del área de estudio.

La robustez de la información con que fueron construidos los modelos es sólida y las predicciones encontradas coinciden con los resultados de otros trabajos poblacionales o con el conocimiento común. Esto, como lo resalta Ortiz (2002), da contundencia a las predicciones, ya que en este tipo de modelos el acercamiento es holístico (considera variables biológicas y

sociales). Además, el poder del análisis cualitativo radica en que toma en cuenta toda la estructura trófica evidenciando relaciones indirectas no obvias, llegando a resultados no esperados (Bodini, 1998). Como mencionan Briand y McCauley (1978), no obstante la aparente sencillez de los modelos, sus predicciones pueden llegar a estar lejos de lo obvio. En los caso de predicciones ambiguas da pie a que se aborde la pregunta teórica y experimentalmente. Cuando los recursos y el tiempo son limitados, los resultados del análisis cualitativo ayudan a dirigir la investigación hacia resolver preguntas cuyas predicciones no fueron obvias en el análisis (Puccia and Levins 1985).

Todos los modelos analizados pasaron la prueba de estabilidad. Esto significa que las variables del sistema se encuentran en equilibrio estable; es decir, que después de un disturbio tienden a regresar al nivel de población original. Si las poblaciones permanecen oscilando sin regresar a los niveles que tenían antes del disturbio, se puede hablar de un sistema inestable (Holling 1973; Dambacher 2003). Este tipo de equilibrio considera que aunque un sistema natural es muy variable, entre más elementos estén siendo analizados en conjunto, el comportamiento del sistema puede ser considerado como en equilibrio en movimiento.

Se siguieron los lineamientos establecidos por Turner *et al.* (2001) para abordar de una manera sistemática la construcción de los modelos. Se cumplieron las etapas de definición de la problemática, desarrollo del marco conceptual, selección del tipo de modelo, desarrollo del modelo, implementación de la computación, experimentación y predicción. Aunque la fase de estimación de parámetros (definir valores de las variables) no es factible desarrollarse por la naturaleza cualitativa del modelo, la evaluación y el análisis de sensibilidad son pasos que se exploraron, pero que no se pudieron abordar por la poca confiabilidad de los datos pesqueros (Suárez, 2004; COBI, com.pers.) y los objetivos del trabajo. Otros trabajos de análisis cualitativo han podido partir del comportamiento de las variables durante eventos específicos (utilizando correlaciones para generar las relaciones faltantes) (Bodini 1998; Montañó-Moctezuma 2002), comparando las predicciones de los modelos alternativos generados con bases de datos robustas (trabajos experimentales y estudios de campo). Sin embargo, Puccia and Levins 1985 y Briand y McCauley (1978), reconocen que, aunque pueden pasar años para probar las predicciones generadas por este tipo de modelos, son en tanto válidas por ser generadas a partir de experimentos y evidencia indirecta de trabajos publicados. También destacan que el análisis cualitativo es una herramienta útil para evaluar

en corto tiempo, diferentes estrategias de manejo propuestas, ayudando a conocer y entender las posibles consecuencias de su implementación.

La capacidad del análisis cualitativo para modelar un ecosistema a partir de su estructura trófica, es compartido con los modelos cuantitativos de Ecopath; software que además de ser ampliamente utilizado en modelaciones pesqueras (dirección de investigaciones, evaluar impactos por pesca, explorar políticas de manejo, efectos de cambios ambientales, etc.) también poseen la posibilidad de incluir variables antropogénicas (Christensen y Pauly, 1995). El Software de Ecopath fue creado en los 80's para el análisis de tramas tróficas en los ecosistemas acuáticos a través de la estimación de biomasa y las interacciones tróficas entre un número variable de elementos, grupos o especies de un ecosistema (Pauly y Christensen, 2004). Dada sus limitaciones en sistemas dinámicos, se han diseñado dos versiones: Ecosim (simulación temporal de escenarios) y Ecospace (simulación temporal y espacial para explorar impactos y estrategias de protección) (Christensen y Lai., 2004). En la zona de estudio se han generado dos ejercicios –que sirvieron como fuente de información de este trabajo- que utilizan Ecopath y Ecosim para el análisis de la comunidad biológica y sus flujo de masa trófica (Morales-Zárate, 2001; Arreguín-Sánchez *et al.*, 1999), y actualmente se está desarrollando uno que emplea además el Ecospace (Lercari, com.pers.).

Aunque tanto Ecopath como el análisis cualitativo sirven para estudiar sistemas complejos, en los que se utilizan estructuras con una cantidad limitada de variables que permitan la representación de los rasgos esenciales de un ecosistema, algunas distinciones entre ambas metodologías son:

- a) Los modelos generados con Ecopath no consideran explícitamente la variación temporal (Christensen y Walters, 2004). La versatilidad del análisis cualitativo en cambio permite la creación de modelos alternativos basándose en las variaciones observadas en el tiempo.
- b) Una de las limitaciones para el desarrollo de modelos con ecopath ha radicado en la dificultad de elaborar un software accesible para un amplio rango de usuarios (Pauly *et al.* 2000), aunque el análisis cualitativo requiere el empleo de programas específicos (PowerPlay Digraph Editor versión 2.0 y Maple versión 5.00), por la

naturaleza cualitativa de los modelos no se requiere del conocimiento profundo de ellos para su empleo.

- c) Ecopath no es capaz de representar los diferentes flujos tróficos de aquellas especies que poseen estadios ontogénicos con hábitos alimenticios distintos. Aunque Ecosim y Ecospace intentan resolver esta problemática al permitir dividir en juveniles y adultos una especie (tomando en cuenta la estructura de edades), es una solución parcial e inadecuada en algunas situaciones (Pauly *et al.*, 2000). La consideración de los diferentes estadios de una especie en el análisis cualitativo se puede realizar, y sólo tiene como limitante el cumplir con la representación de la comunidad estudiada y la estabilidad de los modelos; que depende del número de variables y sus interacciones.
- d) Ecospace incorpora la capacidad de desplegar espacialmente los análisis de biomasa de un ecosistema acuático. Aunque los ejercicios que se han realizado utilizando el análisis cualitativo han justificado la construcción de modelos alternativos por variaciones de los recursos estudiados (Loiselle *et al.*, 2000), no se ha explorado el acercamiento espacial de manera sistemática. Esta limitante fue salvada en el presente trabajo mediante el uso de SIG.
- e) La construcción de modelos alternativos con Ecopath es larga, por lo que se dificulta explorar las repercusiones ante variaciones de las interacciones alimenticias (Christensen y Walters, 2004). La creación de modelos alternativos con el análisis cualitativo permite solventar esta limitante. La elección de variables permitió incluir aspectos como la captura incidental que en Ecopath se dificulta incluir.
- f) Ecopath y sus versiones proveen mayor certidumbre por el uso de datos cuantitativos como insumo. Sin embargo, el número de parámetros requeridos para construir el modelo aumenta exponencialmente al aumentar el número de variables. En lugares donde este tipo de datos son escasos su uso debe ser tomado como un primer acercamiento y un medio para identificar carencias de información (Christensen y Walters, 2004) Al contrario, el análisis cualitativo es una importante herramienta dentro del manejo de recursos ya que permite generar hipótesis en un corto tiempo al utilizar el conocimiento cualitativo existente.
- g) Ecopath puede distinguir entre la intensidad de las relaciones entre variables, algo que no puede diferenciarse en el análisis cualitativo; sin embargo, el apego a la

realidad del valor asignado a cada interacción depende de la calidad de la información con la que se alimenta el modelo.

8.1 Supuestos de los modelos

El manejo de pesquerías en el Golfo de California es un problema complejo (Cisneros-Mata, 2004) y los modelos teóricos no pueden representar completamente lo dinámico de un sistema natural (Turner *et al.*, 2001). En los trabajos con análisis cualitativo es común construir modelos alternativos para asegurar la representatividad de sus predicciones (Bodini, 1999; Montaña-Moctezuma 2002). Con los 38 modelos construidos en este trabajo, se considera haber representado, de manera general, las variaciones espaciales y temporales del sistema pesquero del área de estudio. Sin embargo, para que los modelos construidos cumplieran con los propósitos para los que fueron creados, se asumieron supuestos como:

- a) Las flotas pesqueras que hacen uso del Norte del Golfo de California tienen acceso a la misma población de cada especie. Al menos esto es cierto para el camarón que genética (Maqueda, 1990) y pesqueramente (García, com. pers.) ha demostrado ser una misma población.
- b) Las artes de pesca se emplean sin restricciones en toda la zona. Aunque en algunas zonas esto va contra la normatividad existente, la realidad es que está sucediendo (INE, 1995). Es el caso de las embarcaciones conocidas como “escameros” que explotan varias especies de escama y elasmobranquios dentro del Reserva de la Biosfera AGCyDRC, aunque en el plan de manejo no estén autorizadas (INE, 2004). También la ley de pesca (Poder Ejecutivo Federal, 1992a) marca en su reglamento que la pesca deportiva recreativa no se puede efectuar dentro de las áreas naturales. La zona establecida ahora como zona núcleo ya antes había sido decretada como zona de protección y de exclusión de la actividad pesquera, la actividad se siguió y se sigue desarrollando en la captura de especies como corvina, camarón y totoaba (Fermán, 1994).
- c) Todas las interacciones entre variables tienen la misma importancia, por lo que no se pueden jerarquizar ciertas interacciones como las más relevantes. Debido a esta limitación, la estrategia que se siguió en la construcción de los modelos alternativos

consistió en eliminar las interacciones menos importantes en algunos modelos. Esta fue la principal motivación para crear los modelos alternativos.

8.2 Implicaciones espaciales

La generación de un sistema de regionalización y el empleo de Sistemas de Información Geográfica permitió el despliegue espacial de las predicciones, algo novedoso en los trabajos que utilizan al análisis cualitativo como herramienta y es una valiosa contribución en el diseño de estrategias de manejo específicas para cada zona. El primero permite definir aquellas unidades con rasgos homogéneos (enfoque analítico), que en este caso fue el paisaje. Aunque el paisaje es empleado comúnmente en el manejo de recursos como la expresión visual de un sistema complejo (Steiner, 1991), en este trabajo se consideraron sus vertientes espacial y temporal. Lo cual, al menos en el segundo caso, es poco empleado y de imprescindible importancia para sistemas, como el Norte del Golfo de California, donde existe una marcada temporalidad (Cisneros-Mata, op.cit.). La integración de SIG en los modelos de ecología de paisaje ha resultado ser una herramienta clave para la construcción, evaluación y sistematización de datos, además de su poderosa versatilidad de extraer información (Singh *et al.*, 2002; Seelbach *et al.* 2002).

Para ejemplificar y discutir los resultados de este trabajo con respeto a las implicaciones para el manejo espacial de un área, se escogió el polígono de la Reserva de la Biosfera AGCyDRC.

Ejercicio para el manejo espacial

Dentro de los límites Reserva de la Biosfera AGCyDRC (Mapa 1.3) se encontraron cuatro paisajes pesqueros espaciales, y en la mayoría (3) se encuentran como áreas posibles de pesca de las dos principales flotas: artesanal e industrial. El paisaje de mayor cobertura fue G (pescas de crustáceos, escama y elasmobranquios), que corresponde de manera general al Alto Golfo, y se distingue como hábitat de crianza (Félix, 1975) y alta productividad biológica (Farfán, 1975; Cárdenas, 2003). Otros dos tipos de paisaje más específicos son Bahía Adair (H) y el Borrascoso (F) y

difieren únicamente por las pesquerías de escama y elasmobranquios. El paisaje pesquero A es donde sólo opera primordialmente la red de arrastre y donde no impera las especies protegidas. La integran dos fragmentos que corresponden a las zonas más profundas de la Reserva y donde se da la extracción de crustáceos y escama.

La Reserva de la Biosfera respondería de forma heterogénea ante el éxito de estrategias de manejo que propiciaran la recuperación de los recursos de captura incidental. Una recuperación de la captura incidental con hábitos carnívoros (Cuadro 7.6) para el área en general, provoca la disminución de los indicadores en la base trófica (omnívoros de la captura incidental, crustáceos y moluscos) y la recuperación del resto de los carnívoros (especies protegidas y elasmobranquios). También, de manera general, la pesca destinada a la escama (Es) no cambiaría ante esta estrategia, en tanto que las condiciones de las flotas artesanal e industrial no mejorarían necesariamente. Sin embargo, específicamente para el chinchorro en Bahía Adair incrementarían los recursos disponibles para éste arte de pesca, mientras que para la zona del Borrascoso sería perjudicial en todas las actividades pesqueras. Así, resulta que esta estrategia sería benéfica principalmente para las poblaciones de la mayoría de los carnívoros (incluyendo las especies protegidas) y para la pesca con Chinchorro en Bahía Adair, pero habría que considerar sus implicaciones en pesquerías como la de crustáceos y moluscos.

9.3 Conclusiones Generales

1. Se demostró el potencial que tienen para el manejo de los recursos naturales marinos la incorporación del concepto de indicadores ambientales dentro del marco propuesto por la OCDE (1993) para medir el desarrollo sustentable de una región, conocido como modelo de Presión-Estado-Respuesta (PER). No obstante existen trabajos en el Norte del Golfo de California que utilizan y generan información de indole cuantitativa (Arreguín-Sánchez *et al.*, 1999; Morales-Zarate, 2001; Sala *et al.*, 2002), en este trabajo se demostró que es posible explorar las variables pesqueras disponibles, a pesar de su calidad cuestionable, dentro de un análisis cualitativo y generar hipótesis de manejo pesquero y de conservación de la naturaleza. Este resultado constituye una aportación novedosa para los manejadores de recursos naturales en México. Este tipo de modelos permite visualizar una gama de información que al parecer es complicada, porque esta basada en la compleja red de interrelaciones ecológicas que constituye la trama trófica, la cual además se expresó espacialmente en mapas. Sin embargo, el esquema de análisis permitió ejemplificar directamente los resultados y generar hipótesis de manejo para ser explicados de una manera relativamente sencilla para los tomadores de decisiones.

2. El acople metodológico de utilizar como variables del análisis cualitativo indicadores ambientales, es un aspecto novedoso que permite proveer información útil y directa para la generación y evaluación de estrategias de manejo. Los siete indicadores del estado pesquero que fueron seleccionados (*crustáceos, moluscos, escama, elasmobranquios, omnívoros y carnívoros de la captura incidental y especies protegidas*) y los tres de presión pesquera (*artes selectivas, chinchorro y red de arrastre*) cumplen con los requisitos teóricos que un indicador ambiental debe llevar: son indicadores con una validez analítica, son fáciles de medir y poseen relevancia política.

3. El presente trabajo es el primer ejercicio que utiliza el análisis cualitativo para modelar la dinámica pesquera del Norte del Golfo de California. Esta metodología permitió integrar variables de distinta naturaleza (biológica y social) así como, la consideración de las variaciones espaciales y temporales de acuerdo a dos acercamientos de la complejidad ecológica: la comunidad biológico-pesquera (en un escenario de protección extrema como es

la ausencia de la pesca) y el sistema pesquero mismo (con un escenario que representa la pesca tal como se hace actualmente).

4. Los indicadores, los modelos y las predicciones obtenidas son aproximaciones bastante reales y representan lo que está sucediendo con los ecosistemas marinos del área de estudio. Posterior a este trabajo se debería continuar más profundamente con la etapa subsiguiente, conocida como de “evaluación” la cual consiste en comparar las predicciones con los datos históricos. En esta investigación, únicamente se exploraron someramente algunas de las hipótesis generadas y más interesantes por su actualidad, pero será necesario examinarla ante casos específicos y especialmente, en casos donde la información sea del todo confiable.

5. La aplicación de los modelos generados con el análisis cualitativo, permitió encontrar relaciones directas e indirectas que influyen en las respuestas del sistema pesquero ante los esfuerzos más tradicionales de manejo poblacional. Asimismo, fue posible la generación de hipótesis muy interesantes para examinar al Norte del Golfo de California:

- a) El papel ecológico que juegan los grupos funcionales denominados *especies protegidas* y *captura incidental*, cuando están relacionados en un sistema complejo (social y ecológico) y desde una perspectiva de la macroecología.
- b) La evaluación de estrategias de manejo pesquero y de conservación de la naturaleza dirigidas a disminuir el deterioro de la trama trófica.
- c) La evaluación de estrategias de manejo pesquero diseñadas para modificar la dinámica pesquera en zonas particulares del NGC.
- d) La existencia de unidades paisajísticas espaciales que reflejan manejo pesquero y que están bien definidas y son concordantes con el conocimiento empírico y científico del NCG.

6. El uso del análisis cualitativo fue adaptable a los Sistemas de Información Geográfica, la herramienta para la exploración de preguntas interdisciplinarias y de sistemas complejos, que permitió además expresar espacialmente los resultados. Tal combinación ofrece una herramienta potencial y novedosa para el manejo de las pesquerías y de la conservación de los recursos naturales.

7. Cuando se analizan las medidas actuales de manejo que se están llevando en la zona, desde una perspectiva de grupos funcionales y de macroescala, como fue en este trabajo, los resultados no son tan simples como se esperan y no deben extrapolarse a nivel de especies. Por ejemplo, la reducción del *chinchorro*, que es una medida para una especie protegida (vaquita marina), no tiene el mismo resultado para el resto de las especies contenidas en el grupo funcional *especies protegidas*. Otro caso interesante, es que la reducción de *red de arrastre* no impacta en la misma proporción a los dos grupos funcionales que incluyen la captura incidental. Por lo tanto, se sugiere que las medidas de manejo que se diseñen en el futuro, incorporen agrupaciones de estrategias y no particularicen en un sólo recurso, sin tener en cuenta el contexto ecológico, como sucede tradicionalmente.

X. Literatura citada

- Ahumada B. 2000. *Propuesta de indicadores ambientales para el matorral rosetófilo costero de Punta Banda, Baja California*. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 67 pp.
- Allen, G.R., Bauchot, M.L., Bellwood, D.R., Bianchi, G., Bussing, W.A., Caruso J.H., Chao, N.L., Collette, B.B., Fritzsche, R.A., Gomon, M.F., Haedrich, R.L., Harrison, I.J., Hastings, P.A., Heemstra, P.C., Henseley, D.A., Hoese, D., Inada, T., Kailola, P.J., Krupp, F., Lavenberg, R.J., McCosker, J.E., McKay, R.L., Munroe, T.A., Nakamura, I., Niem, V.H., Parin, N.V., Paulin, C., Paxton, J.R., Poss, S.G., Rodrigues-Sánchez, R., Rosenblatt, R.H., Schneider, M., Schneider, W., Scott, W.B., Smith, D.G., Smith-Vaniz, W.E., Sommer, C., Starnes, W.C., Sulak, K.J. y P.J.P. Whitehead. 1995. Peces oseos. *en*: Fischer, W., Krup, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K.E. y V.H. Niem (eds.). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. Vol.II-III. 799-1195 pp.
- Alvarado, A.D. 2000. *Definición de áreas con potencial de conservación a partir de indicadores ambientales. Caso de estudio: Región península de Punta Banda-Estero de punta Banda. B.C. México*. Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 95 pp.
- Alvarez-Borrego, S. 1992. *Upper Gulf of California, the small habitat of the vaquita dolphin (Phocoena sinus)*. Current Crisis in Marine Mammal Management: US and Mexican Perspectives. Sixth conference in the UC-MEXUS Series, Critical Issues in US-Mexico Relations. San Diego, California, CA. 19 pp.
- Álvarez-Borrego, S. 2004. Oceanography of the Gulf of California. *en*: Desert Museum. *The Gulf of California, Conference 2004*. Tucson, Arizona, E.U.A. 173 pp.
- Álvarez, M.M. 1983. *Distribución espacial de huevos y larvas de sardina en el Golfo de California*. Informe-Memoria de Licenciatura en Oceanología. Facultad de Ciencias Marinas. Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 20 pp.
- Álvarez, W.A. 1991. Cocopa beadwork. *Quarterly*. Pacific coast archaeological society. U.S.A. 27(4): 39 – 46.
- Amezcuca, L.F. 1985. Recursos potenciales de peces capturados con redes camaroneras en la costa del Pacífico de México. *en*: Yañez-Arancibia, A. (ed.). *Recursos pesqueros potenciales de México: La pesca acompañante del camarón*. Prog. Univ. de alimentos. Inst. de Ciencias del Mar y Limnología-UNAM, INP. México. 39-94 pp.
- Amezcuca, L.F. 1996. *Peces demersales de la plataforma continental del Pacífico Central de México*. UNAM-YCMYL-CONABIO. México. 184 pp.
- Arreguín-Sánchez, F., Arcos, E. y E.A. Chávez. 1999. *Un modelo balanceado y estructura de un ecosistema de fondos camaroneros en el Noroeste del Golfo de California, México, considerando el papel de la fauna acompañante*. VII Congreso Nacional y simposium

- internacional sobre el Mar de Cortés. Asociación de investigadores del Mar de Cortés. Hermosillo, México. Presentación.
- Avalos, H.M. 1974. *Desarrollo histórico de las pesquerías de camarón (Penaeus sp.) y totoaba (Cynoscion macdonaldi) en la parte Norte del Golfo de California*. Tesis de licenciatura en Oceanología. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 45 pp.
- Aurioles-Gamboa, D. y A. Zavala-González. 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.
- Balmori-Ramírez, A., Torres-Jimenez, E., Miranda-Mier, E. y J.M. García-Caudillo. 1999. *Beneficios del uso de un dispositivo excluidor de peces (DEP's) en las redes de arrastre camaronerías en el Golfo de California*. VII Congreso Nacional y simposium internacional sobre el Mar de Cortés. Asociación de investigadores del Mar de Cortés. Hermosillo, México. Presentación.
- Barlow, J., Fleischer, L., Forney, K.A. y O. Maravilla-Chavez. 1993. An experimental aerial survey for vaquita (*Phocoena sinus*) in the Northern Gulf of California, Mexico. *Marine Mammal Science*. 9(1): 89-94.
- Bodini, A. 1998. Representing ecosystem structure through signed digraphs. Model reconstruction, qualitative predictions and management: the case of a freshwater ecosystem. *OIKOS*. 83: 93-106.
- Bodini, A. 1999. Reconstructing trophic interactions as a tool for understanding and managing ecosystems: application to a shallow eutrophic lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 1999-2009.
- Bodini, A., Ricci, A. y P. Viaroli. 2000. A multimethodological approach for the sustainable management of perfluvial wetlands of the Po river (Italy). *Environmental Management*. 26(1): 59-72.
- Botsford, W.L., Castilla, J.C. y C.H. Peterson. 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. *Science*. 277: 509-515.
- Brambila, M. M. de L. 1992. *Detección de frentes térmicos en la zona norte del Golfo de California a partir de imágenes infrarrojas*. Tesis de licenciatura en Oceanología. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 73 pp.
- Briand, F. y E. McCauley. 1978. Cybernetic mechanisms in lake plankton systems: how to control undesirable algae. *Nature*. 273: 228-229.
- Briones, A.E., Fuentes, M.P., M.J.I. Fernández. 2000. Lisa del Pacífico. en: Cisneros, M.A.M., Beléndez, M.F.L., Zárate, B.E., Gaspar, D.M.T., López, G.L.del C., Saucedo, R.C. y A.J Tovar (eds.). *Sustentabilidad y pesca responsable en México: Evaluación y manejo 1999-2000*. Instituto Nacional de Pesca, México. 1042 pp.

- Brusca, C.R. 2004a. The gulf of California-an overview. en: Brusca, C.R., Kimrey E. y W. Moore (eds.). *A Seashore guide to the Northern Gulf of California*. Arizona-Sonora Desert Museum. Tucson, Arizona, EUA. 203 pp.
- Brusca, C.R. 2004b. A history of discovery in the Northern Gulf of California. en: Brusca, C.R., Kimrey E. y W. Moore (eds.). *A Seashore guide to the Northern Gulf of California*. Arizona-Sonora Desert Museum. Tucson, Arizona, EUA. 203 pp.
- Brusca, C.R. y Hendrickx, M. 2004. Invertebrate biodiversity in the Gulf of California. en: *The Gulf of California, Conference 2004*. Tucson, Arizona, E.U.A.. 173 pp.
- Brusca, C.R., Kimrey, E. y W. Moore. 2004a. Invertebrates. en: Brusca, C.R., Kimrey E. y W. Moore. (eds.). *A Seashore guide to the Northern Gulf of California*. Arizona-Sonora Desert Museum. Tucson, Arizona, EUA. 203 pp.
- Brusca, C.R., Findley, L.T. y E. Kimrey. 2004b. Marine reptiles. en: Brusca, C.R., Kimrey E. y W. Moore (eds.). *A Seashore guide to the Northern Gulf of California*. Arizona-Sonora Desert Museum. Tucson, Arizona, EUA. 203 pp.
- Brusca, C.R., Findley, L.T. y E. Kimrey. 2004c. Marine mammals. en: Brusca, C.R., Kimrey E. y W. Moore. (eds.). *A Seashore guide to the Northern Gulf of California*. Arizona-Sonora Desert Museum. Tucson, Arizona, EUA. 203 pp.
- Cardenas, R.J.L. 2003. *Caracterización de la comunidad de zooplancton en dos localidades del Alto Golfo de California*. Tesis de licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 51 pp.
- Carmona, C.M.C. 1993. *Estructura de la comunidad bentónica en la porción Norte del Golfo de California (Primavera, 1990)*. Tesis de Licenciatura en Oceanología. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 77 pp.
- Cervantes, R.O.D. 1998. *Regionalización ecológica en una porción de la costa al Sur de Puerto Peñasco, Sonora*. Tesis de licenciatura en Oceanología. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 77 pp.
- Christie, P., McCay, B.J., Miller, M.L., Lowe, C., White, A.T., Stoffle, R., Fluharty, D.L., McManus, L.T., Chuenpagdee, R., Pomeroy, C., Suman, D.O., Blount, B.G., Huppert, D., Villahermosa, E.R.L., Oracion, E., Lowry, K. y R.B. Pollnac. 2004. Toward developing a complete understanding: A social science research agenda for marine protected areas. Human dimensions essay. *Fisheries*. 28(12): 22-26.
- Christensen, V. y D. Pauly. 1995. Fish production, catches and the carrying capacity of the world oceans. *ICLARM Quarterly*. 18(3): 34 - 40.
- Christensen, V. y S. Lai. Ecopath with Ecosim [en línea]: Página de Internet. Vancouver, Canadá.[fecha de consulta 3 de Octubre del 2004]. Disponible en: <http://www.ecopath.org>>

- Christensen, V. y C.J. Walters. 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological modelling*. 172: 109-139.
- C.I. (Conservation International). 2002. *Bitácora de pegazones y la pesca industrial de camarón en el Golfo de California*. Conservation International. Guaymas, México. 45 pp.
- Cisneros-Mata, M.A., Montemayor-López, G. y M.J. Román-Rodríguez. 1995. Life history and conservation of *Totoaba macdonaldi*. *Conservation Biology*. 9(4): 806-814.
- Cisneros-Mata, M.A. 2004. Sustainability in complexity: from fisheries management to conservation of species, communities and spaces in the Sea of Cortez. en: Desert Museum (coord.). *The Gulf of California, Conference 2004*. Tucson, Arizona, E.U.A.. 173 pp.
- CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora). *Apéndice I, II y III* [en línea]: Documento PDF. DF, México. 2003. [fecha de consulta: 20 de Septiembre del 2004]. Disponible en: <<http://www.cites.org/eng/append/appendices.pdf>>.
- Compagno, L.J.V., Krupp, F. y W. Schneider. 1995. Tiburones. en: Fischer, W., Krupp, F., Schneider, W., Sommer, C., Carpenter, K.E. y V.H. Niem (eds.). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. Vol. II. 647-744 pp.
- Cortez-Lucero, G. y E.A. Aragón-Noriega. 2004. The shrimp population in the upper Gulf of California as a indicator of changes in freshwater flow from the Delta of the Colorado river. en: Desert Museum (coord). *The Gulf of California, Conference 2004*. Tucson, Arizona, E.U.A.. 173 pp.
- CSAR (Centre for Sustainable Aquatic Resources Marine Institute). Fishing gear development, modification and testing [en línea]: Página de Internet, Memorial University of Newfoundland. Canada. 2002 [fecha de consulta 3 de Noviembre del 2004]. Disponible en: <<http://www.mi.mun.ca/csar/research/fishgear.htm>>.
- CSGC (Coalición para la Sustentabilidad del Golfo de California). 2001. *Prioridades de conservación para la región Golfo de California*. Mazatlán, Sinaloa, México. 14-18 de Mayo el 2001.
- Cudney, B.R. y B.P.J. Turk. 1998. *Pescando entre mareas del Alto Golfo de California. Una guía sobre la pesca artesanal, su gente y sus propuestas de manejo*. Centro Intercultural de Estudios de Desiertos y Océanos. Sonora, México. 166 pp.
- Danemann, G.D. 1999. *Análisis de los problemas relacionados al uso de los recursos naturales en el Golfo de California*. VII Congreso Nacional y simposium internacional sobre el Mar de Cortés. Asociación de investigadores del Mar de Cortés. Hermosillo, México. Presentación.
- Danemann, G.D. 2002. *Participación local en la administración pesquera. Un análisis de políticas públicas y sistemas de actividades humanas enfocado al caso de Bahía de los*

- Ángeles, Baja California*. Tesis de Doctorado en Ciencias. Facultad de Ciencias Marinas-Instituto de Investigaciones Oceanológicas. Ensenada, Universidad Autónoma de Baja California. México. 239 pp.
- Dambacher, J.M. 1999. Parsimonies interpretation of the impact of vegetation, food, and predation on snowshoe hare. *OIKOS*. 84(3): 530 – 532.
- Dambacher, J.M., Li, H.W. y P.A. Rossignol. 2002. Relevance of community structure in assessing indeterminacy of ecological predictions. *Ecology*. 28(5): 1372-1385.
- Dambacher, J.M., Li, H.W. y P.A. Rossignol. 2003. Qualitative predictions in model ecosystems. *Ecological modeling*. 161: 79-93.
- De la Cruz, G.J. 2003. *Políticas de manejo y aspectos socioeconómicos en la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado: El caso de la pesca ribereña de San Felipe, B.C.* Tesis de Maestría en Ciencias Sociales. Colegio de la Frontera Norte. Tijuana, México. 122 pp.
- DFW (Department of Fisheries and Wildlife). 2001a. *Qualitative modeling: theory and applications to food web analysis*. Part 1. Oregon State University Cooperative Fisheries Research Unit, Department of Fisheries and Wildlife.
- DFW (Department of Fisheries and Wildlife). 2001b. *Qualitative modeling: theory and applications to food web analysis*. Part 2. Oregon State University Cooperative Fisheries Research Unit, Department of Fisheries and Wildlife.
- Di Peso, C.C. 1979. Prehistory: O'tam. en: A. Ortiz (ed.). *Handbook of North Americans Indians, Southwest*. Smithsonian Institution. Washington, E.UA. 91 – 99 pp.
- Done, T.J. y R.E. Reichelt. 1998. Integrated coastal zone and fisheries ecosystem management: generic goals and performance indices. Ecological applications supplement. *Ecological Society of America*. 8(1): 110-118.
- Doody, J.P. 2003. Information required for integrated coastal zone management: conclusions from the European demonstration programme.
- Eder, T. y I. Sheldon. 2002. Whales and other marine mammals of California and Baja. *Lone pine publishing*. Canada. 176.
- EJF (Environmental Justice Foundation). The impacts of shrimp production: trawling [en línea]: Página de Internet. Londres, Inglaterra. 2004. [fecha de consulta: 14 de Octubre del 2004]. Disponible en: <http://www.ejfoundation.org/shrimp/shrimp_bycatch.html>
- Escobar, F.R. y C.J.I. Arenillas. 1987. *Aspectos zoogeográficos de la ictiofauna en lo mares adyacentes a la península de Baja California, México*. Tesis de Licenciatura en Oceanología. Universidad Autónoma de Baja California, B.C. México. 217 pp.
- Espejel, I. (coord). 2001. *Ordenamiento ecológico de la región de la escalera náutica*. Reporte técnico. Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT. México. Formato digital.

- Espejel, I. (Coord). 2002a. *Ordenamiento ecológico de la región de escalera náutica*. Reporte técnico. Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT. México, DF. Versión digital [CD].
- Espejel, I. (Coord). 2002b. *Propuesta de Plan de Manejo para el Área de protección de Flora y Fauna "Valle de los Cirios"*. Reporte técnico. CONANP-SAGARPA. DF, México. Versión digital [CD].
- Espejel, I., Ahumada, B., Cruz, I. y A. Heredia. 2004a. Coastal vegetation as indicators for conservation. *Ecological studies*. 171: 297- 318.
- Espejel, I., Leyva, C., Arellano, E., Arámburo, G., Martínez, R., Fermán, J.L, Arredondo, C. y C. López. 2004b. *Evaluations interdisciplinary teaching research in developing countries*. 10th International interdisciplinary conference on the environment. Interdisciplinary Environmental Association. Boston, USA.
- Espinoza-Tenorio, A. 2001. *Prospección metodológica para el ordenamiento ecológico-territorial de las zonas costeras. Una aplicación con énfasis en la acuicultura comunitaria: Santiago Astata, Tehuantepec, Oaxaca*. Tesis de licenciatura en Biología Marina. Universidad del Mar. Oaxaca, México. 102 pp.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute). 2000. *ArcView GIS 3.2a*. Environmental Systems Research Institute, Inc.
- Fabbri, K.P. 1998. A methodology for supporting decision making an integrated coastal zone management. *Ocean and Coastal Management*. 39: 51-62.
- Farfan, C.B. 1975. *Biomasa de zooplancton en el Alto Golfo de California*. Tesis de licenciatura en Oceanología. Unidad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 54 pp.
- Felger, S.R. y M.M. Beck. 1985. *People of the desert sea, ethnobotany of the Seri Indians*. The University of Arizona Press. Tucson, Arizona, E.UA. 435 pp.
- Felix, P.F.E. 1975. *Aspectos de la ecología de macroinvertebrados con referencia especial al camarón en la desembocadura del Río Colorado en el Alto Golfo de California*. Tesis de licenciatura en Oceanología. Unidad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 88 pp.
- Fermán, A.J.L. 1994. *Programa de Manejo integrado de la reserva de la biosfera del Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado*. Tesis de Maestría en Oceanografía Costera. Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 92 pp.
- Fermán, A.J.L. 2000. *Comanejo de pesquerías artesanales en un área natural protegida*. Segundo informe técnico intermedio. WWF Facultad de ciencias marinas-UABC. 44 pp.
- FONATUR (Fondo Nacional de Fomento al Turismo). Megaproyectos, Mar de Cortés [en línea]: Página de Internet, FONATUR, 2004 [fecha de consulta 12 de Octubre del 2004]. Disponible en: <http://www.fonatur.gob.mx/index_intro.html>.

- Ford, A. 1999. *Modeling the environment. An introduction to systems dynamics modeling of environmental systems*. Island Press. California, U.S.A. 340 pp.
- Franco, L. y R. Álvarez. La pesca de arrastre y la captura incidental de tortugas marinas [en línea]: Página de Internet, FONAIAP DIVULGA N° 42. Venezuela. 1993 [fecha de consulta 20 de Septiembre del 2004]. Disponible en: <<http://www.ceniap.gov.ve/bdigital/fdivol/fd421/texto/pesca.html>>.
- Galindo, B.L.A. 1974. *Hidrografía del alto Golfo de California*. Tesis de Licenciatura en Oceanología. Escuela de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. México. 79 pp.
- Galindo, B.M.S. 2003. *Larvas y postlarvas de camarones peneidos en el Alto Golfo de California y capturas de camarón con relación al flujo del Río Colorado*. Tesis de Doctorado en Ciencias. Facultad de Ciencias- Instituto de Investigaciones Oceanológicas Marinas. Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 146 pp.
- García de Quevedo, M.R. 1990. *Determinación de algunos parámetros poblacionales y producción masiva sostenible del camarón azul (*Penaeus stylirostris* Stimpson, 1871) en el Alto Golfo de California*. Tesis de Licenciatura en Oceanología. Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 59 pp.
- Gendrop, T.V. 1977. *Distribución horizontal de clorofila "a" durante primavera en la parte Norte del Golfo de California*. Tesis de licenciatura en Oceanología. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 24 pp.
- Gerrodette, T., Rojas-Bracho, L. y A. Jaramillo-Legorreta. 2004. Abundance and distribution of cetaceans in the Gulf of California. en: *The Gulf of California, Conference 2004*. Tucson, Arizona, E.U.A. 173 pp.
- Gladstone, W. 2002. The potential value of indicator groups in the selection of marine reserves. *Biological Conservation*. 104: 211-220.
- Glenwood, M. 2002. *Catch comparison of three gill net designs in the N.C. flounder gill net fishery*. Reporte técnico 01-FEG-15. Sea Grant North Carolina. Carolina del Norte, E.U.A. 23 pp.
- Gómez-Orea, D. 1980. *El medio físico y la planeación*. CIECA. 299 pp.
- González, B.R.M. 2000. *Comportamiento organizacional y económico de las organizaciones pesqueras en el Golfo de Santa Clara, Sonora; durante el periodo 1993-1999*. Examen de conocimientos de la Especialidad en Administración de Recursos Marinos. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 42 pp.
- Gulland, J.A. 1977. *Fish population dynamics*. John Wiley & Sons. 67 -92 pp.

- Hale K. y D. Harris. 1979. Historical Linguistics and Archeology. en: A. Ortiz (ed.). *Handbook of North Americans Indians, Southwest*. Smithsonian Institution, Washington, E.U.A. 171 – 177 pp.
- Hastings, A.P., Findley, T.L. y M.A. Van der Heiden. 2004. Diversity of fishes in the Gulf of California. en: *The Gulf of California, Conference 2004*. Tucson, Arizona, E.U.A.. 173 pp.
- Hendricks, W.O. 1976. The lost cucapa reservation. Pacific coast archaeological society. *Quarterly*. Special Baja California Number. E.U.A. 12(1): 47 – 54.
- Hendricx, M.E. 1985. Diversidad de los macroinvertebrados bentónicos acompañantes del camarón en el área del Golfo de California y su importancia como recursos potencial. en Yáñez-Arancibia, A. (ed.). *Recursos pesqueros potenciales de México: la pesca acompañante del camarón*. Programa universitario de alimentos, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología-UNAM, Instituto Nacional de Pesca. D.F., México. 3:95-148 pp.
- Holling, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 4:1-23.
- Hunsaker, T.C. y R.M. Hughes. 2002. Effects of landscape change on the physical and chemical components of aquatic ecosystems. en: Gutzwiller J.K. (ed.). *Applying landscape ecology en biological conservation*. Springer. Nueva York, E.U.A.. 286-308 pp.
- INE (Instituto Nacional de Ecología). 1995. *Programa de Manejo de Reserva de la Biosfera del Alto Golfo de California y del Delta del Río Colorado*. Instituto Nacional de Ecología. México. 97 pp.
- INE (Instituto Nacional de Ecología). *Ordenamiento del Golfo de California* [en línea]: Pagina de internet. DF, México. 2003. [fecha de consulta: 20 de Septiembre del 2004]. Disponible en: <<http://ine.gob.mx/enatica/index.html>>.
- INE (Instituto Nacional de Ecología). *Programa de conservación y manejo. Reserva de la Biosfera alto Golfo de California y Delta del Río Colorado* [en línea]: Documento PDF. DF, México. 2004. [fecha de consulta: 20 de Septiembre del 2004]. Disponible en: <<http://conanp.gob.mx/anp/consulta.php>>.
- INEGI. 1971. *XI Censo general de población y vivienda, 1970*. Aguascalientes, México.
- INEGI. 1991. *XI Censo general de población y vivienda, 1990*. Aguascalientes, México.
- INEGI. 2001. *XII Censo general de población y vivienda, 2000*. Sistema para la consulta de Tabulados y bases de datos. Contar 2000. Version 4.0.2. Aguascalientes, México.
- IUCN. 2000. *Red data book*. Gland, Switzerland. IUCN.
- Iturribarria-Rojas, H., Hinojosa-Huerta, O., Zamora-Hernandez, E. y J. Garcia-Hernandez. 2004. Patterns of landbird migration along the coast of Sonora. en: Desert Museum (coord.). *The Gulf of California, Conference 2004*. Tucson, Arizona, E.U.A. 173 pp.

- Jaquet, N. y D. Gendron. 2002. Distribution and relative abundance of sperm whales in relation to key environmental features, squid landings and the distribution of other cetacean species in the Gulf of California, Mexico. *Marine Biology*. 141: 591-601.
- Jaramillo-Legorreta, A.M., Rojas-Bracho, L. y T. Gerrodette. 1999. A new abundant estimate for vaquitas: first step for recovery. *Marine mammal Science*. 15(4): 957-973.
- Jefferson, T.A. y S. Leatherwood. 1995. Mamíferos marinos. en: Fischer W., Krup F., Schneider W., Sommer C., Carpenter, K.E. y V.H. Niem (eds.). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. Vol. III. 1669-1745 pp.
- Keller, D.R. y F.B. Golley (eds.). 2000. *The philosophy of ecology from science to synthesis*. University of Georgia press. E.U.A. 366 pp.
- Lajeunesse, D., Domon G., Drapeu P., Cogliastro A. y A. Bouchard. 1995. Development and application of an ecosystem management approach for protected natural areas. *Environmental Management*. 19(4): 481-495.
- Lavin, M.F., V.M. Godínez y L.G. Alvarez. 1998. Inverse-estuarine Features of the Upper Gulf of California. *Estuar.-Coast.-Shelf-Sci*. 47:769-795
- Lavín, M.F. and S. Sánchez. 1999. On how the Colorado River affected the hydrography of the upper Gulf of California. *Cont. Shelf. Res*. 19:1545-1560.
- Levins, R y R.C. Lewontin. 2000. Dialectics and reductionism in ecology. en: Keller, D.R. y F.B. Golley (eds.). *The philosophy of ecology from science to synthesis*. University of Georgia press. E.U.A. 366 pp.
- Li, W.H. y B. Moyle. 1981. Ecological analysis of species introductions into aquatic systems. *American fisheries society*. 110: 772-782.
- Loiselle, S., Carpaneto, G.M., Hull, V., Waller, T. y C. Rossi. 2000. Feedback analysis in reserve management: studying local myths using qualitative models. *Ecological Modelling*. 129: 25-37.
- Lourens, J., Van Zwol., C. y J. Koperus. 1997. Indicators for environmental issues in the European coastal zone. *Intercoast Network*. 3-31.
- Marcano, L.A. 1998. Fauna acompañante del camarón en la pesca industrial de arrastre de la región nororiental de Venezuela. en: FAO y Centro de Investigaciones pesqueras. *Informe del taller regional sobre la utilización de la fauna de acompañamiento del Camarón (FAC)*. La Habana, Cuba. 48 pp.
- Márquez-Márquez, R. 1995. Tortugas marinas. en: Fischer W., Krup F., Schneider W., Sommer C., Carpenter, K.E. y V.H. Niem (eds.). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental*. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. Vol.III. 1653-1664 pp.

- Márquez-Farías, J.F., Tyminski, J., Hueter, R.E., Castillo-Geniz, J.L. y C. Murillo. 1999. *Diversidad de elasmobranquios en Sonora estimado de una prospección de la pesquería artesanal*. VII Congreso Nacional y Simposium Internacional sobre el Mar de Cortés. Asociación de investigadores del Mar de Cortés. Hermosillo, México. Presentación.
- Márquez-Farías, F. 2000. Tiburones del Golfo de California. en: Cisneros, M.A.M., Beléndez, M.F.L., Zárate, B.E., Gaspar, D.M.T., López, G.L.del C., Saucedo, R.C. y Tovar, A.J. (eds.). *Sustentabilidad y pesca responsable en México: Evaluación y manejo 1999-2000*. Instituto Nacional de Pesca, México. 1042 pp.
- Marron, C.M. 2003. *Determinación de patrones de corrientes por medio de estructuras primarias (Ondulitas) en las planicies de marea al Noroeste del Golfo de California*. Tesis de Licenciatura en Oceanología. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 53 pp.
- Maqueda, C.M.M. 1990. *Variación genética intrapoblacional y grado de diferenciación interpoblacional del camarón azul *Penaeus stylirostris* del Golfo de California*. Tesis de licenciatura en Oceanología. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 71 pp.
- McGuire, R.T. y J. B. Greenberg (eds.). 1994. Comunidad marítima y la Reserva de la Biosfera: Crisis y reacción en el Alto Golfo de California. *Ocasional paper, Bureau of Applied Research in Anthropology*. Universidad de Arizona. E.U.A. Traducción al español. 2: 165.
- McGuire, R.T. y G.C. Valdez-Gardea. 1997. Endangered species and precarious lives in the upper Gulf of California. *Culture & Agriculture*. 19(13): 101-107.
- Mendizabal O.D., Velez, M.R., Márquez, F.F.J. y S.R.V. Soriano. 2000. Tiburones Oceánicos. en: Cisneros, M.A.M.; Beléndez, M.F.L., Zárate, B.E.; Gaspar, D.M.T.; López, G.L.del C.; Saucedo, R.C. y A.J. Tovar (eds.). *Sustentabilidad y pesca responsable en México: Evaluación y manejo 1999-2000*. Instituto Nacional de Pesca, México. 1042 pp.
- Mexicano, V.M.L. 2004. *Análisis retrospectivo de los humedales del Delta del Río Colorado por medio de sensores remotos y su relación con el flujo a través de la frontera México-E.U.A.* Tesis de Maestría en Ciencias. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 78 pp.
- Microsoft, 2001. *PowerPoint for Windows XP professional*. Microsoft Corporation.
- Milton O.H., Mahon, R., McConney, P., A.M., Kong. 2004. Establishment of the Caribbean Regional Fisheries Mechanism. *Marine Policy*. 28: 351-359.
- Molina, O.E.R. 2000. La pesquería de jaiba del estado de Sonora. en: Cisneros, M.A.M., Beléndez, M.F.L., Zárate, B.E., Gaspar, D.M.T., López, G.L.del C., Saucedo, R.C. y A.J. Tovar (eds.). *Sustentabilidad y pesca responsable en México: Evaluación y manejo 1999-2000*. Instituto Nacional de Pesca, México. 1042 pp.

- Montaño-Moctezuma, G. 2002. *Sea Urchin-Kelp Forest Communities in Marine Reserves and Areas of Exploitation: Community Interactions, Populations, and Metapopulation Analyses*. Tesis de doctorado. Oregon State University, Department of Fisheries and Wildlife, USA. 136 pp.
- Montaño-Moctezuma, G. y S. Heppell. 2003. *Application of loop analysis to examine the role of alternative community structures in determining steller sea lion population changes*. Marine Science in the Northeast Pacific: Science for Resource Dependent Communities. Joint Scientific Symposium. Anchorage, Alaska, E.U.A.
- Montaño-Moctezuma, G. 2002. *Sea Urchin-Kelp Forest Communities in Marine Reserves and Areas of Exploitation: Community Interactions, Populations, and Metapopulation Analyses*. Tesis de Doctorado en Ciencias. Oregon State University, Department of Fisheries and Wildlife. E.U.A. 136 pp.
- Morales, B.E., Hernández, H.A., Nevárez, M.M.O, Rivera, P.I.G., Balmori, R.A., Cervantes, V.C. y M.E. Miranda. 2000 Calamar gigante (*Dosidiscus gigas*). en: Cisneros, M.A.M., Beléndez, M.F.L., Zárate, B.E., Gaspar, D.M.T., López, G.L.del C., Saucedo, R.C. y A.J. Tovar (eds.). *Sustentabilidad y pesca responsable en México: Evaluación y manejo 1999-2000*. Instituto Nacional de Pesca, México. 1042 pp.
- Morales-Zarate, M.V. 2001. *Modelo ecológico de flujos de biomasa en la región Norte del Golfo de California*. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C. La Paz, México. 78 pp.
- Nava, R.J.M. 1994. *Impactos, a corto y largo plazo, en la diversidad y otras características ecológicas de la comunidad béntico-demersal capturada por la pesquería del camarón en el Norte del Alto Golfo de California, México*. Tesis de Maestría en Ciencias. Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey. Campus Guaymas, México. 84 pp.
- Noss, 1997. Hierarchical indicators for monitoring changes in biodiversity. en: Mcffe, K.F. y C.R. Carol (eds.). *Principles of conservation biology*. Sinauer Associates Inc. 88-92 pp.
- Olguin, E.G. 1989. *Metales traza en moluscos del valle de Mexicali y Alto Golfo de California*. Tesis de licenciatura en Oceanología, Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 61 pp.
- OECD (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico). 1993. *OECD core set of indicators for environmental performance reviews*. Organization for economic co-operation and development. Environment monographs. 39 pp.
- OECD (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico). Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico [en línea]: Página de Internet. Paris, Francia. 2002 [fecha de consulta: 14 de Octubre del 2004]. Disponible en: <<http://www.oecd.org/home/>>.
- Orozco, B.M.V. 1995. *Producción y biomasa del bacterioplancton en el delta del Río Colorado y San Felipe, B.C., Golfo de California*. Tesis de Maestría Ciencias. Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 69 pp.

- Ortiz, I. 2002. Impacts of fishing and habitat alteration on the population dynamics of the vaquita, (*Phocoena sinus*). Tesis de maestría en ciencias. School of aquatic and fisheries sciences, University of Washington. 72 pp.
- Ortiz, M. y M. Wolff. 2002. Application of loop analysis to benthic systems in northern Chile for the elaboration of sustainable management strategies. *Marine ecology progress series*. 242: 15 – 27.
- Ortiz, M., Wolff, M. y J. Mendo. 2002. Qualitative modelling for the development of a sustainable management strategy for the *Peruvian scallop* *Argopecten purpuratus* (Lamarck 1819). *Aquatic Conservation Marine and Freshwater ecosystems*. 12: 273-287.
- Ortiz, M. 2003. Qualitative modelling of the kelp forest of *Lessonia nigrescens* Bory (Laminariales: Phaeophyta) in eulittoral marine ecosystems of the south-east Pacific: an approach to management plan assessment. *Aquaculture*. 220: 423-436.
- Pauly, D. y V. Christensen. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*. 374(16). 255-257.
- Pauly, D, V. Christenson y C. Walters. 2000. Ecopath, ecosim and ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science*. 57: 697-706.
- Pauly, D. y V. Christensen. La ecología trófica [en línea]: Página de Internet. 2004 [fecha de consulta: 3 de Noviembre del 2004]. Disponible en: <http://www.fishbase.org/Manual/Spanish/fishbasetrophic_ecology00002693.htm>.
- Pedrián-Osuna, O., Córdova-Murieta, H.J. y M. Delgado-Marchena. 2001. Crecimiento y mortalidad de la totoaba, *Totoaba macdonaldi*, del alto golfo de California. *Ciencia pesquera*. 14: 131-140.
- Pezzey, C.V.J., Callum, M.R. y U.T. Bjorn. 2000. A simple bioeconomic model of a marine reserve. *Ecological economics*. 33: 77-91.
- Poder Ejecutivo Federal, 1988. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente. *Diario Oficial de la Federación*. 28 de Enero en 1988.
- Poder Ejecutivo Federal. 1990. Acuerdo por el que se establece veda para las especies y subespecies de tortuga marina en aguas de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe, así como en las del Océano Pacífico, incluyendo el Golfo de California. *Diario Oficial de la Federación*. 1º de Octubre de 1990.
- Poder Ejecutivo Federal. 1992a. Ley de pesca. *Diario Oficial de la Federación*. Secretaría de Pesca. 25 de Junio de 1992.
- Poder Ejecutivo Federal. 1992b. Acuerdo por el que se prohíbe el uso de redes agalleras de malla superior a 10 pulgadas construidas con hilo nylon monofilamento, calibre 36 y 40, denominadas totoaberas, durante todo el año en el Golfo de California. *Diario Oficial de la Federación*. 13 de Febrero de 1992.

- Poder Ejecutivo Federal. 1993a. Norma Oficial Mexicana-Pesc-002-1993, para ordenar el aprovechamiento de las especies de camarón en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos. *Diario Oficial de la Federación*. 31 de Diciembre de 1993.
- Poder Ejecutivo Federal. 1993b. Norma Oficial Mexicana NOM-004-PESC-1993, para regular el aprovechamiento de la almeja catarina en aguas de jurisdicción federal de los estados de Baja California y Baja California Sur. *Diario Oficial de la Federación*. 16 de Diciembre de 1993.
- Poder Ejecutivo Federal. 1993c. 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. *Diario Oficial de la Federación*. 10 de Junio de 1993.
- Poder Ejecutivo Federal. 1994a. Norma Oficial Mexicana NOM-009-PESC-1993, que establece el procedimiento para determinar las épocas y zonas de veda para la captura de las diferentes especies de la flora y fauna acuáticas en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos. *Diario Oficial de la Federación*. 21 de Febrero de 1994.
- Poder Ejecutivo Federal. 1994b. Norma Oficial Mexicana-SEMARNAT-023-1993, por la que se establecen medidas para la protección de especies de totoaba y vaquita en agua de jurisdicción federal del Golfo de California. *Diario Oficial de la Federación*. 29 de Junio de 1994. México.
- Poder Ejecutivo Federal. 1995. Norma Oficial Mexicana -016-PESC-1994, para regular la pesca de lisa y liseta o lebrancha en aguas de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe, así como en el Océano Pacífico, incluyendo el Golfo de California. *Diario Oficial de la Federación*. 24 de Abril de 1995.
- Poder Ejecutivo Federal. 1997. Modificación a la norma oficial mexicana 002-PESC-1993, para ordenar el aprovechamiento de las especies de camarón en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos. *Diario Oficial de la Federación*. 30 de Julio de 1997.
- Poder Ejecutivo Federal. 1999. Reglamento de la Ley de Pesca. *Diario Oficial de la Federación*. 29 de Septiembre de 1999.
- Poder Ejecutivo Federal. 2001. Norma Oficial Mexicana SEMARNAT-059, que determina las especies y subespecies de flora y fauna silvestres terrestres y acuáticas en peligro de extinción, amenazadas, raras y las sujetas a protección especial y que establece especificaciones para su protección. *Diario Oficial de la Federación*. 5 de Marzo de 2002.
- Poder Ejecutivo Federal. 2004. Acuerdo mediante el cual se aprueba la actualización de la Carta Nacional Pesquera y su anexo. SAGARPA. *Diario Oficial de la Federación*. 15 de Marzo del 2004.
- Poutiers, J.M. 1995a. Bivalvos. en: Fischer W., Krup F., Schneider W., Sommer C., Carpenter, K.E. y V.H. Niem. (eds.). *Guía FAO para la identificación de especies para*

- los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Plantas e invertebrados.* Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. Vol. I. 99-223 pp.
- Poutiers, J.M. 1995b. Gasteropodos. en: Fischer W., Krup F., Schneider W., Sommer C., Carpenter, K.E. y V.H. Niem. (eds.). *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico centro-oriental. Plantas e invertebrados.* Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. Vol. I. 99-223 pp.
- Puccia, J.C. y R. Levins. 1985. *Qualitative modeling of complex systems: An introduction to loop analysis and time averaging.* Harvard University Press. 259 pp.
- Puentes, G.J. 1975. *Concentración de DDT y sus metabolitos en especies filtroalimentadoras y sedimentos en el valle de Mexicali y Alto Golfo de California.* Tesis de licenciatura en Oceanología. Facultad de Ciencias Marinas Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 20 pp.
- Ramírez, M.A.M. 2000. *Análisis armónico de datos de corrientes en la región Norte del Golfo de California de Noviembre de 1994 a Febrero de 1996.* Tesis de licenciatura en Oceanología. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 56 pp.
- Ramos-Montiel, A. y F.A. Castro. 1999. *Estrategias económicas que determinaron la dinámica de la flota camaronera durante la temporada 1998-1999 en el estado de Sonora.* VII Congreso Nacional y simposium internacional sobre el Mar de Cortés. Asociación de investigadores del Mar de Cortés. Hermosillo, México. Presentación.
- Rodney, J.J. 2000. From beaches to beach environments: linking the ecology, human use and management of beaches in Australia. *Ocean and Coastal Management.* 43: 495-514.
- Rojas, B.L. 1998. *Evaluación genética y riesgo de endogamia en una especie endémica críticamente amenazada del Golfo de California: la vaquita (*Phocoena sinus* Norris y McFarland, 1958).* Tesis de Doctorado en Ciencias, Facultad de Ciencias Marinas-Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 114 pp.
- Ruiz, D.M.F. 1985. *Recursos pesqueros de las costas de México.* Limusa. México. 208 pp.
- SAGARPA-CONANP (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación – Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca). Documento de trabajo, versión 6.2, proyecto de norma oficial mexicana Proy-NOM-029-PESC-2004, pesca responsable d tiburones y rayas. Especificaciones para su aprovechamiento [en línea]: Documento PDF. DF, México. 2004 [fecha de consulta: 2 de Octubre del 2004]. Disponible en: [http://www.sagarpa.gob.mx/conapesca/ordenamiento/Proyectos/PNOMTIB0306\(6.2\).pdf](http://www.sagarpa.gob.mx/conapesca/ordenamiento/Proyectos/PNOMTIB0306(6.2).pdf).

- SAGARPA-INP (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación - Instituto Nacional de la Pesca). *Información y paquetería* [en línea]: Página de Internet. DF, México. 2004 [fecha de consulta: 2 de Octubre del 2004]. Disponible en: <<http://inp.semarnat.gob.mx/Docs/Otros%20Links/Otros%20Links.htm>>.
- Sala, E., Aburto-Oropeza, O., Paredes, G., Parra I., Barrera, C.J. y P.K. Dayton. 2002. A general model for designing networks of marine reserves. *Science*. 298: 1991-1993.
- Santa María del Ángel E., S. Álvarez-Borrego y F.E. Müller. 1994. Gulf of California biogeographic regions based on coastal zone color scanner imagery. *J. Geophys. Res.* 99:7411-7421.
- Schmitz, O.J. 1997. Press perturbations and the predictability of ecological interactions in a food web. *Ecology*. 79: 55-69.
- Seelbach, W.P., Wiley, J.M.; Soranno, A.P. y M.T. Bremigan. 2002. Aquatic conservation planning: using landscape maps to predict ecological referent conditions for specific waters. en: Gutzwiller J.K. (ed.). *Applying landscape ecology en biological conservation*. Springer. New York, U.S.A. 286-308 pp.
- SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2000. *Indicadores para la evaluación del desempeño ambiental*. México. 190 pp.
- SFA (Southeastern Fisheries Association, Inc). Bycatch and its reduction in the Gulf of Mexico and South Atlantic Shrimp Fisheries. [en línea]. Página de Internet. E.U.A. 2004. [fecha de consulta: 14 de Octubre del 2004]. Disponible en: <<http://www.southeasternfish.org/Documents/bycatch.htm>>.
- Shafer, S.C. y G.J. Inglis. 2000. Influence of social, biophysical, and managerial conditions on tourism experiences within the great barrier reef world heritage area. *Environmental Management*. 26(1): 73-87.
- Sierra, R.P., Acosta, C.C., García, B.J.A., García, J.A.R., Liedo, G.A., Aragón, M.M.J., Ramos, C.S., Rosas, C.A., Díaz-Rubín, T.P.M. y Z.E. Becerra. 2000. Camarón del Océano Pacífico. en: Cisneros, M.A.M.; Beléndez, M.F.L., Zárate, B.E.; Gaspar, D.M.T.; López, G.L.del C.; Saucedo, R.C. y A.J. Tovar (eds.). *Sustentabilidad y pesca responsable en México: Evaluación y manejo 1999-2000*. Instituto Nacional de Pesca, México. 1042 pp.
- Simonetta, F., Terlizzi, A., Bussotti, S., Guarnieri, G., D'Ambrosio, P., y F., Boero. *en prensa*. Conservation of Mediterranean seascapes: analyses of existing protection schemes. Marine environmental reserach.
- Singh, A., Moldan B. y T. Loveland (eds.). 2002. Making science sustainable development more policy relevant: New tools for analysis. ICSU Series on science for sustainable development No. 8. 28 pp.
- Steiner, F. 1991. Landscape planning: A method applied to a growth management example. *Environmental Management*. 15(4): 519-529.

- Stevens, T. 2002. Rigor and representativeness in marine protected area design. *Coastal Management*. 30: 237-248.
- Suarez, S.J.A. 2004. Evaluación de las bases de datos pesqueros disponibles: captura no registrada del recurso erizo en la costa del Pacífico de Baja California. Tesis de licenciatura en Oceanología. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 76 pp.
- Szteren, D., Aurióles-Gamboa, D y L.R. Gerber. 2004. Status and population trends of the California Sea Lion (*Zalophus californianus californianus*) in the Gulf of California. en: Desert Museum (coord). *The Gulf of California, Conference 2004*. Tucson, Arizona, E.U.A. 173 pp.
- Talavera, M., Sierra, R.P., Gluyas, M.M.G., Hernandez, V.R.G., Fajardo, L.M.C. Morales, B.E. Massó R.J.A., Muciño, D.O.M., Velez, B.J.A. y A.F. Caballero. 2000. Camarón del Océano Pacífico. en: Cisneros, M.A.M.; Beléndez, M.F.L., Zárate, B.E.; Gaspar, D.M.T.; López, G.L.del C.; Saucedo, R.C. y A.J. Tovar (eds.). *Sustentabilidad y pesca responsable en México: Evaluación y manejo 1999-2000*. Instituto Nacional de Pesca, México. 1042 pp.
- Taylor, S.J. y R. Bogdan. 1990. *Introducción a los métodos cualitativos de investigación, la búsqueda de significados*. Paidós. Argentina. 343 pp.
- Thomson, D.A., Findley, L.T. y A.N. Kerstitch. 2000. *Reef fishes of the Sea of Cortez*. The University of Texas Press, Austin. 353 pp.
- Torres, V.S. 2000. *Distribución espacial y variabilidad temporal de nutrientes en el Golfo de California*. Tesis de Maestría en Ciencias, Facultad de Ciencias Marinas-Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 62 pp.
- Turner, G.M., Gardner, H.R. y V.R. O'nel. 2001. *Landscape ecology in theory and practice*. Springer, E.U.A. 401 pp.
- Twilley, R.R., Gottfried, R.R., Rivera-Monroy, V.H., Zhang, W., Montañó, A.M. y A. Boderó. 1998. An approach and preliminary model on integrating ecological and economic quality in the Guayas River estuary, Ecuador. *Environmental and Science*. 1: 271:288.
- Ulanowicz, R.E. 2000. Life after Newton: An ecological Metaphysic. en: Keller, D.R. y F.B. Golley (eds.). *The philosophy of ecology from science to synthesis*. University of Georgia press. E.U.A. 366 pp.
- Urbán, J. 2004. Overview of cetacean biodiversity and natural history in the Sea of Cortez. en: *The Gulf of California, Conference 2004*. Tucson, Arizona, E.U.A. 173 pp.
- Urteaga, A.de J. 1991. *Niveles de metales traza y pesados en el zooplancton de la desembocadura del Río Colorado*. Tesis de licenciatura en Oceanología. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 64 pp.

- USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service). *List of Threatened and Endangered Species* [en línea]: Página de Internet. E.U.A. 2004. [fecha de consulta: 20 de Septiembre del 2004]. Disponible en: <<http://endangered.fws.gov/wildlife.html#Species>>.
- Valdés-Casillas, C., Carrillo-Guerrero, Y., García-Rendón, M., Arizpe, O., Hendrickx, M.E., Ruiz-Luna, A., Santamaría del Ángel, E. y A. Robles-González. 1999. *Ordenamiento ecológico marino del Golfo de California, primera fase*. VII Congreso Nacional y simposium internacional sobre el Mar de Cortés. Asociación de investigadores del Mar de Cortés. Hermosillo, México. Presentación.
- Vandermeulen, H. 1998. The development of marine indicators for coastal zone management. *Ocean and Coastal Management*. 39: 63-71.
- Villaescusa, C.J.A. 1987. *Hidrocarburos clorados en moluscos del valle de Mexicali y Alto golfo de California*. Tesis de licenciatura en Oceanología. Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California. Ensenada, México. 60 pp.
- Villaseñor, T.R. 1997. Dispositivos excluidores de tortugas marinas. *FAO Documento técnico de pesca*. Roma. 372: 116.
- Walz, R. 2000. Development of environmental indicator systems: Experiences from Germany. *Environmental Management*. 25(6): 613-623.
- Waterloo Maple inc. 1998. *Maple V*. Version 5.00.
- Westfahl, P., Heath, Z. y C. Woodrow. 2002. *PowerPlay Digraph Editor*. Version 2.0. GNU General Public License (GPL).
- Woo, H., Glenn, E., Brusca, R.C y R. McCourt. 2004. en: Brusca, C.R., Kimrey E. y W. Moore (eds.). *A Seashore guide to the Northern Gulf of California*. Arizona-Sonora Desert Museum. Tucson, Arizona, E.U.A. 203 pp.
- WWF (World Wildlife Foundation). 2001. Análisis socioeconómico de San Felipe, B.C con bases en Matrices de contabilidad social. Respote de investigación. Hermosillo, Sonora, México. 115 pp.
- WWF (World Wildlife Foundation). 2004. *Vaquita marina* [en línea]: Pagina de Internet. México. 2004. [fecha de consulta: 20 de Septiembre del 2004]. Disponible en: <<http://vaquita.org>>.
- Yáñez-Arancibia, A., Lara-Domínguez, A.L., Rojas, G.J.L, Zárate, L.D.J., Villalobos, Z.G.J. y P. Sánchez-Gil. 1999. Integrating science and management on coastal marine protected areas in the Southern Gulf of Mexico. *Ocean and Coastal Management*. 42: 319-344.
- Yodzis, P. 1988. The indeterminacy of ecological interactions as perceived through perturbation experiments. *Ecology*. 69: 508-515.

Zavala-González, A., Urbán-Rámirez, J. y C. Esquivel-Macías. 1994. A note on artisanal fisheries interactions with small cetaceans in Mexico. *Rep. Int. Whal. Comm. Special Issue*. 15: 235-237.

Comunicaciones personales

- Cisneros-Mata, Miguel Ángel. Antes Director de investigaciones pesqueras del Pacífico, INP. Actualmente Director regional de WWF para el Golfo de California. Entrevista realizada en Mayo del 2004.
- Cudney, Richard. Investigador de CEDO (Centro Intercultural de Estudios de Desiertos y Océanos). Entrevista realizada en Mayo del 2004.
- Equipo técnico Reserva de la Biosfera AGCyDRC. Personal de la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado). Presentación realizada en Mayo del 2004.
- García, Alma Rosa. Investigadora del Centro Regional de Investigación Pesquera, Guaymas, INP. Entrevista realizada en Julio del 2004.
- García, Juan Manuel. Antes encargado de asuntos pesqueros de CI (Conservación Internacional), actualmente Director de Terra Peninsular. Entrevista realizada en Junio del 2004.
- Investigadores del Centro Regional de Investigaciones Pesqueras, Guaymas, INP. Presentación realizada en Mayo del 2004.
- Investigadores de CoBI (Comunidad y Biodiversidad). Presentación realizada en Julio del 2004.
- Laboratorio de Ecología pesquera CICESE. Investigadores y alumnos del Centro de Investigaciones y Ciencias Superiores de Ensenada. Presentación realizada en Abril del 2004.
- Lercari, Diego. Estudiante de Doctorado en CICIMAR-Instituto Politécnico Nacional. Información proporcionada en Septiembre del 2004.
- Pedrin-Osuna, Oscar. Director del Centro Regional de Investigación Pesquera, Ensenada de 1994 a 2000, INP. Entrevista y datos proporcionados en Septiembre del 2003.
- Pérez, Juan Carlos. Estudiante de Doctorado en Ecología Marina del CICESE. Entrevista y datos proporcionados en Noviembre del 2004.
- Sesión de la mesa directiva Reserva de la Biosfera AGCyDRC (Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado). Reunión realizada en Febrero del 2004.
- Turk, Peggy. Directora de CEDO (Centro Intercultural de Estudios de Desiertos y Océanos). Entrevista realizada en Mayo del 2004.

ANEXOS

Anexo I. Área de estudio (continuación)

1. Procesos socioeconómicos

a. Demografía 1970-2000

La zona costera del Norte del Golfo de California se encuentra distribuida administrativamente en los estados de Baja California (Oeste) y Sonora (Norte y Este). Los cuales se encuentran divididos en dos (Mexicali y Ensenada) y tres municipios (San Luis Río Colorado, Puerto Peñasco y Caborca), respectivamente. Son tres las localidades que destacan por su número de habitantes y actividades productivas: San Felipe, Mexicali, B.C., Golfo de Santa Clara, San Luis Río Colorado, Son. y Puerto Peñasco, Pto. Peñasco, Son. (INE, 2004).

El comportamiento demográfico varía en ambas costas. Además del crecimiento poblacional durante las últimas tres décadas, hay una disparidad histórica entre la población asentada en Sonora, con respecto a la de Baja California (Fig. 1). Puerto Peñasco actúa como un polo poblacional agrupando el mayor porcentaje de habitantes en el área de estudio.

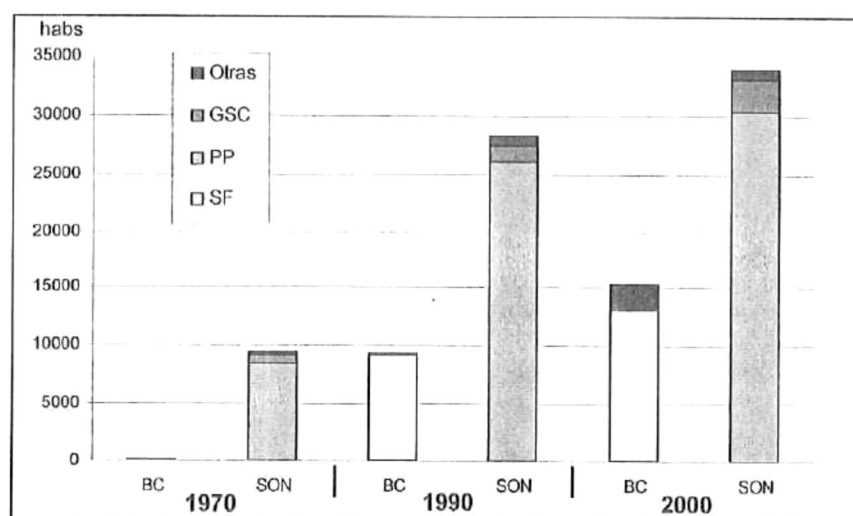


Fig. 1. Comportamiento demográfico del Norte del Golfo de California (1970-2000). Se separaron las tres localidades principales por su tamaño poblacional: San Felipe (SF) en Baja California y Golfo de Santa Clara (GSC) y Puerto Peñasco (PP) en Sonora. (Fuentes de información: INEGI 1970, 1991 y 2001).

El número de localidades se comporta de manera inversa al aspecto demográfico (Fig. 2). Esto se debe a que, en la última década, en la costa de Baja California aumentó considerablemente la presencia de los campos turísticos, los cuales, característicamente, tienen pocos residentes (Brusca y Hendrickx, 2004).

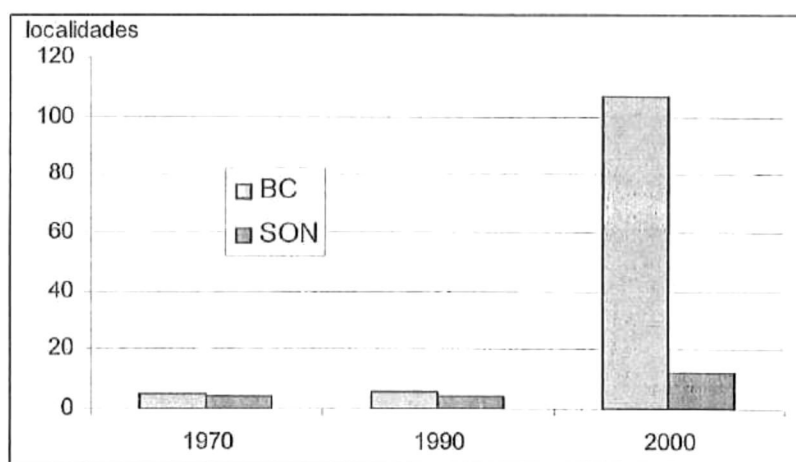


Fig. 2. Número de localidades de los estados de Baja California (BC) y Sonora (SON) para el Norte del Golfo de California (1970-2000). (Fuentes de información: INEGI, 1970, 1991 y 2001).

En la década de los setentas, en el área de estudio habitaban 9,619 personas. En Baja California, había cinco poblaciones (San Felipe, Playa el Porvenir y los campos García, Delicias y San Martín) con 191 habs.; donde la localidad más importante era San Felipe con 160 habs. En Sonora, las localidades registradas eran cuatro con 9,428 habs: Pto. Peñasco (8,452 habs), Golfo de Santa Clara (795 habs) y Desemboque (107 habs) y Puerto Lobos (74 habs) (INEGI, 1971).

A inicios de la década de los noventas, la población (37, 708 habs) se había triplicado, mientras el número de localidades permanecía similar (diez localidades). La población de Baja California incrementó a 9,399 habitantes y seis localidades (San Felipe, Puertecitos, Calamajue y los campos Delicias, San Carlos y El Huerfanito), pero San Felipe seguía siendo la población más grande (9,263 habs). Aunque en Sonora no aumento el número de localidades, su población (28,309 habs.) Puerto Peñasco continuó como la mayor localidad con 26,141 habs, seguido por el Golfo de Santa Clara (1,329 habs), el Desemboque (200 habs) y Punta Lobos (231 habs) (INEGI, 1991).

Para el 2000, ya había 49,409 habitantes en al menos 119 localidades. Baja California 107 reunían a 15,412 hab., de las cuales 104 eran menores a 100 hab. San Felipe, continuó como la población más grande con 13,123 hab., y las siguientes fueron el Ej. Plan Nacional Agrario (405), las Minitas (404) y Puertecitos (101). En la costa de Sonora se encuentran 12 localidades (33,997 personas), la mayor de ellas, Puerto Peñasco con 30,466 hab., seguido por El Golfo de Santa Clara (2,777 hab.), El Desemboque (425 hab.) y Punta Lobos (201 hab.) (INEGI, 2001).

b. Actividades productivas

En el Norte del Golfo de California las actividades productivas se ubican principalmente en el sector primario. De este sector, la población económicamente activa se dedica primordialmente a la pesca (75%) y a la agricultura (25%). Sin embargo, dentro del sector terciario o de servicios, recientemente el turismo se ha convertido otra importante actividad productiva (Fermán, 1994).

San Felipe es la principal localidad de la costa de Baja California. En sus inicios, su actividad se fundamentó en la pesca artesanal de totoaba y tiburón, actualmente, existen otros dos tipos de usuarios pesqueros: armadores o flota mayor y turísticos (De la Cruz, 2003). La flota de los primeros apenas cuenta con 16 embarcaciones (García de Quevedo, 1990), mientras que la destinada al turismo se encuentra en su crecimiento. En la localidad se han incrementado considerablemente durante la última década los hoteles cuatro estrellas, restaurantes, campos turísticos aledaños con servicios de agua potable, electricidad y alumbrado (INEGI, 2001). El resto de las comunidades son campamentos y ejidos, donde también la pesca y los servicios turísticos son las actividades primordiales.

En el estado de Sonora son cuatro las localidades que, por su número de habitantes, influyen en la dinámica de aprovechamiento de la zona: Puerto Peñasco, Golfo de Santa Clara, el Desemboque y Punta Lobos. En Puerto Peñasco se concentra la principal actividad portuaria y de 1985 a 1992 aportó el 81.5 % de la pesca del área. En 1994 tenía capacidad de empaque, congelación y procesamiento de hasta 339 tons. diarias y aunque parcialmente

paralizados, contaba con los únicos 10 astilleros para la construcción de embarcaciones mayores (Fermán, *op cit.*). Por ser el centro urbano más grande, su infraestructura turística es la más importante, recibiendo visitantes primordialmente de los estados norteamericanos de Arizona y California (Cervantes, 1998; Espejel, 2001).

La actividad principal en el Golfo de Santa Clara es la pesca. Aunque la disponibilidad de los recursos pesqueros y la rentabilidad del mercado había propiciado menores retribuciones económicas, si embargo, la pesca actual (primordialmente la de corvina) se sufrió una recuperación recuperado substancialmente, creando empleos en forma considerable. Incluso durante la temporada alta se incorporan pescadores de San Luis Río Colorado o de los Valles de Mexicali y muchos de ellos se quedan instalados de manera permanente. Para la Reserva de la Biosfera esta localidad es muy importante, pues en ella se encuentra 75% de la población dentro de sus límites, lo que representa hasta un 50% de la pesca realizada dentro del polígono de protección (INE, 2004).

En comparación con San Felipe y Santa Clara la infraestructura turística en el Golfo de Santa Clara es reducida. No obstante que esta actividad también ha registrado un crecimiento considerable en inversiones (hoteles, moteles, restaurantes y espacios para casas rodantes) (Fermán, 1994). El Desemboque y Punta Lobos son comunidades Seri, donde la actividad productiva primordial es la pesca y la explotación de recursos del desierto (Felger y Beck, 1985).

Por sus características naturales del Norte del Golfo de California ha sido considerada como potencial explotable para el desarrollo de cultivo acuícola. Actualmente, en el área de Santa Clara existen desarrollos de acuicultura del camarón azul y blanco, destacan la producción del primero en los últimos años. A partir de 1996 la producción de postlarvas se inició y en 1997 hubo un esporádico intento de cultivo de almeja catarina (INE, 2004).

c. Culturas nativas

Los nativos americanos han visitado o vivido cerca de las costas del Norte del Golfo los últimos 12,000 o 13,000 años. En él encontraron una fuente constante de alimentos (almejas, cangrejos, sal y probablemente tortugas marinas), adornos y agua dulce (ríos Colorado y Concepción y los múltiples pozos de la zona). Como evidencia de este aprovechamiento, en la zona se han conservado acumulaciones de restos de organismos marinos (conchas de moluscos) de hasta una milla de largo y varios metros de profundidad (Brusca, 2004b).

Son tres las familias lingüísticas nativas que se encuentran relacionadas con la zona costera del área de estudio y que, aunque en épocas prehispánicas su distribución era amplia, en la actualidad se encuentran restringidas solamente a ciertas localidades (INEGI, 2001). En Baja California, la familia Yumana, que incluye al idioma Cucapá. En Sonora está el Pima superior con los Pápago y la familia Seri (Hale y Harris, 1979).

Históricamente, la etnia Cucapá habitaba, desde la zona del delta del Río Colorado, hasta cerca de 700 millas al Sur (Hendricks, 1976). Las gentes pertenecientes a esta cultura se definen a sí mismos como la “gente del Río” o Cucapah (Cucapá o Cocopah), ya que tradicionalmente aprovechaban los márgenes del río para sembrar, preparando el suelo enriquecido y húmedo del delta al término de las inundaciones de primavera y de mediados del verano. En el río capturaban “charales del Colorado”, “lisas” y “matalotes jorobados” y hacían viajes hacia la bocana para capturar “totoabas” y “camarones” (INE, 2004). También de la costa del Golfo tomaban recursos para su adorno personal (aretes, collares, etc.) (Álvarez, 1991). Aún con la llegada de los españoles a inicios del siglo XVI, la etnia había tenido poco contacto con grupos externos, hecho que sucede hasta finales del siglo XIX. En esa época, el gobierno mexicano inició proyectos de desarrollo agrícola a través de concesiones a colonizadores en la zona del Delta (Hendricks, 1976).

Los pueblos Pápago y Pima habitan la zona correspondiente al desierto de Altar hasta aproximadamente el Río Concepción en Sonora. Sus ancestros son del grupo O’otam provenientes de Arizona (Di Peso, 1979). Aunque ellos no viven propiamente en la costa, hacen viajes con fines religiosos.

Los Seris se ubican desde el Río Concepción hasta cerca de Guaymas, Sonora. Históricamente su subsistencia depende del desierto y del mar. Aunque el Desemboque y Punta Lobos son, dentro del Norte del Golfo, las localidades más importantes, pueden existir varios campamentos temporales. Existe una fuerte relación del grupo Seri con los recursos marinos, debido a lo agreste del clima desértico que impera en la zona, y por ende, la dificultad de conseguir ingresos de la agricultura o ganadería. Actualmente, la pesca que realizan es comercial pero a pequeña escala. Han reemplazado sus artes tradicionales (arpón y botes de junco y madera) por artes de pesca de material más durable. Acostumbrados a las variaciones temporales de la pesca del Golfo de California, tradicionalmente pescan cangrejos, totoaba, tiburón y tortuga (Felger y Beck, 1985).

2. Procesos fisicoquímicos

Los principales atributos físicos que influyen en los procesos ecológicos del Norte del Golfo de California son: dos periodos climáticos predominantes (verano e invierno), la presencia del Delta del Río Colorado, una batimetría predominantemente somera (en promedio menor a 200 m), rangos extremos de temperatura superficial (8-30 °C), amplios intervalos de marea (10 m) y altos índices evaporación y salinidad (Fermán, 1994).

a. Clima

El Norte del Golfo de California es un cuerpo de agua somero rodeado por el Desierto Sonorense y la cadena montañosa de Baja California. Con alturas entre 1 y 3 km, esta última funciona como barrera topográfica, al disminuir la influencia del Océano Pacífico y provocar un clima más continental que marino. Se presentan dos estaciones, un invierno característico de latitud media de noviembre a mayo y un verano subtropical de junio a octubre. La temperatura media anual es de 22.6 °C y el período de lluvias se presenta en ambas estaciones con cinco días de lluvia en promedio (INE, 1995).

Durante el Invierno se presentan vientos del Noroeste (8-12 m/s) que duran de tres a seis días y acarrear aire caliente del Desierto a lo largo del Golfo. En el Verano, las presiones

a gran escala dirigen vientos débiles del sureste (2-5 m/s) orientados principalmente a lo largo del Golfo. El área de estudio puede estar sujeta a eventos extremos como tormentas tropicales, huracanes o marejadas, aunque éstos son considerados como eventos aislados y raros (INE, 2004).

c. Oceanografía

Los patrones de circulación en el Norte del Golfo aun no son bien entendidos (Brusca, 2004a). Sin embargo, sin considerar el flujo y reflujos de las mareas, su circulación neta es rotatoria en el sentido contrario a las manecillas de reloj (Galindo, 1974). En invierno el oleaje se genera por vientos del Norte, que soplan entre uno y tres días y generan olas hasta de 2 m de altura (Maluf, 1983 en Fermán, 1994).

El Río Colorado es la principal fuente de agua dulce superficial del Golfo de California (Brusca, *op cit*). Nace en las montañas Rocallosas al Oeste de Denver y, con una cuenca de 631,700 km² (10,025 km² en territorio mexicano) que capta 18,000 millones de m³ anualmente, recorre 2,320 km hasta su desembocadura en el Golfo de California. El Río Colorado tiene una fuerte influencia en los ecosistemas más haya de su Delta, pues altera procesos de salinidad, turbidez, depositación de sedimentos, etc. (Lavin y Sánchez, 1999)

La mayor parte del fondo marino es plataforma continental (profundidad media 200 m). En la parte Noroeste se encuentra el Delta del Río Colorado cuya acumulación de sedimentos originan una batimetría somera (delimitada por la isobata de los 10 m), aunque en la parte central existen las cuencas profundas de Delfín (800 m) y Wagner (200 m) (Ramírez, 2000).

Las temperaturas marinas superficiales poseen un amplio rango que va desde 10 °C en invierno a cerca de 32 °C en verano (INE, 2004). Aunque la temperatura muestra un gradiente espacial descendente hacia al Sur, su magnitud local es variable (relacionado con aguas bien mezcladas y estratificadas). La mayor parte del año la dirección del gradiente no cambia, excepto al finalizar el verano, cuando los valores son homogéneos (Brambila, 1992) o cambian de dirección (Álvarez-Borrego, 2004). Con un modelo termodinámico de circulación de agua

Maluf (1983) en Fermán (1994), también predice surgencias en el centro del giro de circulación en invierno y a lo largo de las costas en verano.

Se presentan ciclos de mareas diurnas y semidiurnas. Con amplios rangos que varían con la profundidad, las mareas pueden alcanzar amplitudes de hasta 9 m (Santa María del Ángel *et al.*, 1994). Estas fuertes variaciones de marea dan origen a corrientes con velocidades de hasta 3 m/s y cuya intensidad depende de la fase lunar y de los vientos prevalecientes (Álvarez-Borrego, 2004). Las corrientes de marea producen un importante fenómeno de homogeneización vertical de hasta 500 m., mayor en invierno que en verano (Ramírez, 2000).

Los sedimentos marinos presentan cambios en su composición según la dinámica hidrológica local (Carmona, 1993). El fondo de la zona Noroeste (Alto Golfo) está constituido predominantemente por sedimentos de grano fino, limos y arcillas, que a través del tiempo fueron transportados y depositados por el Río Colorado (Felix, 1975; Marron, 2003). Mientras en la parte central son principalmente arenas con lugares muy localizados de roca (Brusca, 1980 en De la Cruz, 2003). Los sedimentos en suspensión también varían geográfica y estacionalmente. La mayor turbidez (menos de 0.5 m) se encuentra desde los alrededores de la Isla Montague en la boca del Río Colorado, hasta las aguas menos turbias (entre 0.5 y 1m) cerca del Golfo de Santa Clara y de Bahía San Jorge (Fermán, 1994).

Son especialmente notables las altas salinidades del Norte del Golfo. En promedio, es 1-2 % superior que en áreas a igual latitud en el Pacífico (Roden y Groves, 1964 en Fermán, 1994). De manera general, en las partes intermareales la salinidad superficial es de cerca de 36.5 unidades en el invierno y de más de 38.5 en verano y en ambas estaciones se mantiene un gradiente ascendente hacia el Noroeste (Cervantes, 1998).

La salinidad también presenta un gradiente que va de hipersalino a aguas oceánicas de Noroeste a Sur (Galindo, 1974). Sus aguas oceánicas tienen valores de salinidad que disminuyen con la profundidad. Aunque esta situación prevalece en gran parte del año, en invierno se produce un movimiento de convección mediante el cual el agua superficial más fría y salina del extremo norte se hunde y es acarreada cerca del fondo con una componente de advección hacia el Sur. Este movimiento de convección tiene efecto en la distribución vertical de las diversas

propiedades físicas y químicas, lo que representa un mecanismo de fertilización natural para esta zona (Lavin *et al.*, 1998).

3. Riqueza biótica

El conocimiento de sobre la riqueza biológica del Golfo de California se ha incrementado sustancialmente las últimas décadas (en los peces se estima que actualmente se conocen un 50% más de las especies registradas en 1960). Particularmente, se ha encontrado que el Norte del Golfo es la zona con menor diversidad biológica, pero por sus condiciones es utilizada como un importante hábitat de reproducción y crianza de múltiples especies (Hastings *et al.*, 2004).

Biogeográficamente, la biota de la zona proviene de fuentes múltiples como Sur y Centro América Tropical, Mar Caribe (antes que emergiera el Istmo de Panamá), la costa de California y del Pacífico Oeste Tropical. De manera que, la composición de la comunidad contienen especies razonablemente predecibles como impredecibles para la ubicación geográfica del Golfo (presentes por una compleja interacción entre factores físicos y biológicos) (Brusca, 2004a). Los cambios estacionales y fuertes intervalos de marea constituyen un factor limitante en la distribución de la fauna marina (Escobar y Arenillas, 1987; Brusca y Hendrickx, 2004). Lo que provoca que ciertas especies tropicales disminuyan drásticamente durante inviernos fríos y, al contrario, algunas características de hábitats templados durante veranos calientes. Estos factores climáticos son también responsables del desarrollo de numerosos endemismos (Brusca *et al.*, 2004a).

Los altos valores de concentración de nutrientes ocasionan que la productividad sea constante casi todo el año. Entre los procesos que ocasionan esta alta cantidad de nutrientes están las numerosas zonas de surgencias locales, una zona eufótica con buena mezcla provocada por vientos y corrientes de marea, extensas zonas intermareales y material terrígeno aportado por el Río Colorado (Torres, 2000). Otros procesos como procesos climáticos, oceanográficos y edáficos repercuten en la distribución espacial y temporal de la productividad biológica (Gendrop, 1977). El lado Oeste destaca como el área más productiva y de mayor diversidad biótica (Cárdenas, 2003), mientras la parte de la cabeza (menos de los

10 m de profundidad) se caracteriza como un hábitat de crianza de muchas especies marinas (Félix, 1975). La abundancia y composición del plancton también varían, con mayores concentraciones en invierno y del lado oeste (Farfan, 1975; Orozco, 1995).

La macrovegetación marina esta constituida principalmente por 45 especies algas, cuya presencia y abundancia presentan también una enorme estacionalidad (Woo *et al.*, 2004). Entre los pastos marinos destaca *Distichlis palmeri*, endémico del Golfo de California (INE, 2004). La avifauna también está ampliamente representada con al menos 80 especies de aves terrestres y acuáticas residentes y migratorias (INE, 1995). Con respecto a éstas últimas, los humedales del Alto Golfo constituyen zonas importantes de hibernación y descanso. Destacando los cuerpos de agua someros como la Ciénega de Santa Clara, el Doctor, el Delta de Río Colorado y Bahía Adair (Iturribarria-Rojas, 2004).

La diversidad de habitats marinos permite que un importante número de especies y subespecies de invertebrados marinos (128 especies endémicas) se concentre en las áreas intermareales y submareales (Felix, 1975). En el área se encuentran el 47 % (2,272 especies) de las especies de macroinvertebrados presentes en todo el Golfo de California, de los cuales, los grupos más diversos son los moluscos, artrópodos y anélidos. La biodiversidad de especies de invertebrados reportadas depende del hábitat y sustrato; la mayor riqueza se ha encontrado en arrecifes, y la menor en playas de rocas de granito y basalto (Brusca, 2004a). También se presentan algunos invertebrados característicos de habitats templados (ej. *Betaeus longidactylus*, *Randallia ornata*, *Urechis caupo*) que disminuye en verano, y otras de tipo tropical, que lo hacen durante la primavera (Brusca y Hendrickx, 2004).

La ictiofauna del Norte del Golfo de California es menos biodiversa que el del resto de las zonas (Hastings *et al.*, 2004). Sin embargo, al menos para el Alto Golfo, esta compuesta de 161 especies registradas. De las cuales se reconocen como especies endémicas de aguas someras al chupalodo chico (*Gillichthys seta*), el gobio (*Ilypnus luculentos*), el gruñón o pejerrey del Delta (*Colpichthys hubbsi*) y el pez cachorrillo del desierto (*Cyprinodon macularius macularius*) (Fermán, 1994; INE, 2004). El chupapiedras de Sonora (*Tomicodon humeralis*) y el trambollo de Sonora (*Malacoetenus gigas*) son endémicas del Golfo y aunque

no lo son estrictamente de la zona Norte, en ella tienen su centro de distribución (Thomson *et al.*, 2000).

Otro elemento singular de la ictiofauna son las especies comunes en la costa Occidental de la Península de Baja California y en la parte Sur de California, pero ausentes en el extremo Sur del Golfo. Al menos 11 están restringidas a esta zona y son: tiburón peregrino (*Cetorhinus maximus*), tiburón leopardo (*Triakis semifasciata*), raya de California (*Raja inornata*), gavilán (*Myliobatis californica*), lenguado (*Xystreurys liolepis*), sargo (*Aniostremus davidsoni*), curvina blanca (*Cynoscion nobilis*), curvina golfina (*Cynoscion othonopterus*), chano norteño (*Micropogonias megalops*), pez escorpión (*Scorpaena guttata*) y pescada (*Stereolepis gigas*) (Walker, 1960 en INE, 1995).

Aunque el área de estudio no es el principal área de distribución de los grandes mamíferos marinos que llegan al Golfo de California (Jaquet y Gendron, 2002; Eder y Sheldon, 2002; Urbán, 2004), en su aguas se han registrado al menos 18 especies (Barlow *et al.*, 1993; INE, 2004; Brusca *et al.*, 2004c): *Phocoena sinus* (vaquita), *Steno bredanensis* (delfín de dientes rugosos), *Grampus griseus* (delfín de Risso), *Tursiops truncatus* (delfín nariz de botella o tonina), *Delphinus capensis* y *D. delphis* (delfín común), *Orcinus orca* (Orca), *Pseudorca crassidens* (Orca falsa), *Globicephala macrorhynchus* (ballena piloto), *Ziphius cavirostris* (zífido de Cuvier), *Kogia breviceps* (Cachalote pigmeo), *Physeter catodon* (ballena de esperma), *Baleanoptera physalus* (ballena de aleta), *Baleanoptera musculus* (ballena azul), *Baleanoptera acutorostrata* (ballena minke), *Megaptera novaeangliae* (ballena jorobada) *Eschrichtius robustus* (ballena gris) y *Zalophus californianus* (lobo marino). La vaquita marina destaca por ser la única especie de mamífero marino endémica del Norte del Golfo de California, y de México (Rojas, 1998). Además de ser el más pequeño, raro y menos conocido de los mamíferos en el país, actualmente, se estima que su población es de aproximadamente 600 individuos (Gerrodete *et al.*, 2004) y, con una mortalidad de entre 39 y 84 individuos al año, es el cetáceo más amenazado en el mundo (Brusca, 2004a).

4. Dinámica pesquera

La riqueza biológica del Norte del Golfo de California ofrece una gran variedad de recursos aprovechables por la pesca. Sin embargo, su dinámica pesquera esta fuertemente dominada por sólo algunas especies que destacan por su volumen de captura y valor económico. Actualmente se extraen comercialmente corvina (*Cynoscion othonopterus*), chano (*Micropogonias megalops*), sierra (*Scomberomus sierra*) y camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*) (González, 2000). Otros recursos también aprovechados, pero en menor intensidad son: almejas, mejillón, ostión, callos, caracol, pulpo, calamar, camarón café, tiburón, manta, guitarra, lenguado, lisa, sierra, juancho, cabrilla, baya, pargo, cochito, bocón, botete, tilapia, carpa, bagre y la jaiba (INE, 2004).

a. Desarrollo histórico de la pesca y sus estrategias de manejo

La pesca es el principal aprovechamiento de recursos marinos en el Norte del Golfo de California, por lo que la conservación y protección de la zona esta fuertemente ligada al desarrollo histórico del sector. La historia de la pesca inicia desde la prehistoria, con el establecimiento de los grupos indígenas O'Odham, Cucapa, Hohokam y Seri. Sin embargo, su despegue con fines comerciales se da a inicios del siglo XX, con la creciente demanda del mercado chino por la vejiga natatoria de una especie endémica del Golfo de California; la totoaba (*Totoaba macdonaldi*) (McGuire y Valdez-Gardea, 1997). Paralelamente a esta pesquería se desarrolló la del tiburón por la comercialización de su aleta y aceite de su hígado (Cudney y Turk, 1998).

El auge de la pesquería de totoaba y la reducción en el comercio a través del Río Colorado propició el establecimiento de pescadores provenientes del Sur de Sonora y toda Sinaloa. En la década de los veinte se inició la actividad pesquera en San Felipe (Cisneros-Mata *et al.*, 1995). Mientras que, fundado originalmente en 1826 como "Rocky Point", Puerto Peñasco se convirtió en campo pesquero en la misma época. El Golfo de Santa Clara se creó en los años treinta, como campo pesquero, llamado el Golfo de Santa Clara del Colorado. Durante los años cuarenta, el auge de la pesquería y el establecimiento de la línea ferroviaria propiciaron su crecimiento paulatino (Fermán, 1994).

En la década de los cuarentas comenzaron los esfuerzos de organización y regulación de la pesca. Aunque en 1936 Puerto Peñasco formó la primera sociedad cooperativa fue reconocida por el gobierno hasta 1940-1941 (Fermán, 1994). En 1949, se prohibió a los permisionarios de tiburón el uso de redes o chinchorros desde la desembocadura del Río Colorado hasta nueve millas mar adentro, durante los 40 días (20 de marzo a 30 de abril) estimados como la temporada de desove de la totoaba (Poder Ejecutivo Federal, 1994b). Sin embargo, la enorme dimensión del área y la creciente industria pesquera de recursos de alto valor comercial (dirigidos fundamentalmente al mercado extranjero) limitaron los resultados de este decreto (De la Cruz, 2003).

La pesca de arrastre sobre el camarón empezó a operar desde la década de los cuarentas (García de Quevedo, 1990) y en los 50, la de totoaba obtuvo algunos de sus mayores volúmenes de capturas (Avalos, 1974). Sin embargo, en 1955, el creciente deterioro de especies sujetas a conservación y con interés económico, motivaron la implementación de otra regulación normativa; se estableció como “Zona de refugio” el área conocida como el Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado.

En 1960, desmotivó la pesquería de tiburón una menor demanda por el aceite de hígado (debido a la obtención de vitamina A de forma sintética), mientras que el incremento del precio de camarón, motivó de manera importante su pesquería (Fermán, 1994). De hecho, aunque posteriormente otras pesquerías se desarrollaron, la industria camaronera fue la que permitió el auge del sector pesquero artesanal y del establecimiento formal de una flota industrializada.

La década de los setentas fue clave en el despegue del desarrollo pesquero. Por un lado, la organización para la pesca fue estimulada por una serie de estrategias gubernamentales que fomentaban el cooperativismo y por otro, el auge económico de la pesquería del camarón motivó el aumento de la población migrante. Sin embargo, también en los setentas, la población de totoaba declinó abruptamente y se realizaron los primeros estudios que ayudaron a conocer el diezmado estado poblacional de la vaquita marina. Se identificaron como procesos involucrados la intensa pesquería comercial y deportiva,

modificaciones de hábitat por la disminución del aporte del Río Colorado y la pesca incidental por barcos camaroneros (Fermán, 1994; Cisneros-Mata *et al.* 1995). Tal proceso de deterioro motivó que en 1974 se recategorizara al área del Delta Río Colorado como “Zona de reserva, cultivo y/o de repoblación de todas las especies de pesca” (camarón, totoaba, cabrilla, etc.) y en 1975 se estableciera la veda total a la captura total de totoaba en el Golfo de California (Poder Ejecutivo Federal, 1994b). La vaquita marina se incluyó como especie en peligro de extinción en la normatividad mexicana e internacional (WWF, 2004).

En los ochentas, la devaluación de la moneda nacional aumentó la rentabilidad para viajar a México. Esto motivó la presencia de extranjeros en la zona, y por ende, el crecimiento de la pesca deportiva y turística. La discrecionalidad con la que se otorgaron los apoyos gubernamentales y las inversiones privadas motivó que esta actividad creciera principalmente en las localidades de San Felipe y Puerto Peñasco, y en menor grado en el Golfo de Santa Clara (Cudney y Turk, 1998). En la misma década, en el sector pesquero hubo un mayor involucramiento de instituciones federales y estatales, centros de investigación y Organizaciones No Gubernamentales (ONG's). Como parte de este esfuerzo el Instituto Nacional Pesca creó el Consejo para la Investigación y Desarrollo de la Totoaba en el Golfo de California (CIDÉT) (De la Cruz, 2003).

A finales de los ochentas y principios de los noventas, una reducción drástica en la captura del camarón produjo un colapso financiero en toda la industria. Localmente, provocó una diversificación de la pesca. Especies antes no consideradas, como el chano, resurgieron como opciones comerciales por su fuerte demanda por el mercado oriental (Cudney y Turk, 1998).

La década de los noventas fue clave en la protección de los recursos marinos de la zona. A inicios de la década, la totoaba y la vaquita marina quedaron de manera conjunta como especies en peligro de extinción en la normatividad mexicana (NOM-012-PESC-1994.) y se prohibió el uso de redes totoaberas (redes agalleras de luz de malla superior a 10 pulgadas) (Poder Ejecutivo Federal, 1994b). Además, se propuso y decretó la Reserva de la Biosfera Alto Golfo de California y Delta del Río Colorado como parte del sistema áreas protegidas del Proyecto Ambiental Frontera Norte. Con una superficie total de 934,756 has -

de las cuales 164,799 has pertenecen a la zona núcleo “Delta del Río Colorado”- la vocación de la Reserva fue hacia la protección de los recursos marinos (Fernán, 1994).

En 1995, la Reserva de la Biosfera fue incluida dentro del Programa Nacional de Áreas Naturales Protegidas 1995-2000; y en 1996 se aceptó a los “Humedales del Delta del Río Colorado” como un ecosistema de importancia internacional dentro de la Convención Ramsar (Sitio # 814). Además, el Delta del Río Colorado se consideró dentro de las Regiones Hidrológicas y Marinas de importancia para la conservación por la Comisión Nacional de la Biodiversidad (CONABIO). En 1995 se presentó el primer programa de Manejo de la Reserva (Fernán, 1994; INE, 1995) y se estableció el Comité Internacional para la Recuperación de la Vaquita Marina (CIRVA) (INE, 2004).

Los estímulos gubernamentales, normativos y económicos, también influyeron en el aprovechamiento de los recursos marinos en los noventas. Cambios en la Ley Nacional de Cooperativas Pesqueras en 1994 provocaron la creación de más cooperativas y organizaciones de tipo social en la zona y, aunque la captura por unidad de esfuerzo ha disminuido, los subsidios gubernamentales aún existen, manteniendo artificialmente la sobrecapacidad de la flota pesquera industrial (Brusca y Hendrickx, 2004). En 1996, la Coordinación General de Puertos y Marina Mercante del gobierno mexicano, caracterizó a San Felipe y Puerto Peñasco como puertos pesqueros y turísticos, autorizándose concesiones para la instalación de marinas turísticas en ambos puertos: tres en San Felipe y una en Puerto Peñasco. Estas concesiones se inscriben en la estrategia de promoción de marinas turísticas en diversos puntos de la península de Baja California de la denominada “Escalera Náutica”, promovida recientemente por el Fondo Nacional de Fomento al Turismo (FONATUR) (INE, 2004).

Debido al mayor conocimiento sobre la merma poblacional de la vaquita y su estrecha relación con la pesca, en el 2002 se emitió la Norma Emergente 139 (NOM-EM-139-2002). En ella, se limitó el uso de redes de enmalle, con lo que se logró reducir en un 66% la mortalidad de vaquita. También, se redujo en un 77% el esfuerzo en el número de embarcaciones de arrastre que entraron a la zona de amortiguamiento (INE, 2004).

Actualmente, las Organizaciones No Gubernamentales se han involucrado como actores importantes en la problemática pesquera. Participan en procesos de generación de información (biológica, pesquera, social, económica, etc.), propuestas de áreas protegidas, identificación de prioridades de conservación y desarrollo de pesquerías sustentables (CSGC, 2001). Entre otras, en la zona destacan el Centro Intercultural de Estudios de Desiertos y Océanos (CEDO), Pronatura, Comunidad y Biodiversidad (CoBi), Proesteros, Conservation International, Sierra Madre, Sonoran Institute y World Wildlife Fund (WWF).

b. Modalidades de la pesca actual

Según Cudney y Turk (1998), en el Norte del Golfo de California se pueden distinguir tres tipos de flotas:

- a) Artesanal, ribereña o menor: Embarcaciones pequeñas de fibra de vidrio y que se caracterizan por su relativo bajo nivel de inversión y cobertura espacial.
- b) Industrial o mayor: Integrada por barcos de arrastre para el camarón y algunas especies de peces.
- c) Turística. Nacional o extranjero y se integra primordialmente por la pesca deportiva.

La pesca artesanal destaca como una parte fundamental de la dinámica pesquera por el número de personas que dependen de ella, directa e indirectamente (Cudney y Turk, op cit). La flota utiliza varias artes de pesca (chinchorros de línea o redes de enmalle, cimbras, línea, buceo semiautónomo, trampas, colecta manual) y embarcaciones menores conocidas como “pangas” (hasta 10.5 m de eslora; sin cubierta; capacidad máxima de 3 tons) con motores que van de 55 a 200 caballos de fuerza. Además de la captura de camarón, jaiba y moluscos, se orienta a la pesquería de escama como corvinas, cabrillas, chano, lenguados y baquetas, además de tiburones y mantarraya (INE, 2004).

La pesca industrial opera desde la década de los cuarentas orientada a la pesca de camarón, aunque en fechas recientes extrae especies de escama y elasmobranquios. El número de barcos y el lugar de proveniencia son muy variables y, aunque en San Felipe existen barcos de arrastre (16), la flota principal se encuentra en Puerto Peñasco (114) (García de Quevedo,

1990). Adicionalmente, pero de manera intermitente y significativa, un número variable de barcos camaroneros provenientes de puertos como Guaymas, La Paz, Yavaros o Topolobampo trabajan dentro de la zona durante la temporada de camarón (Investigadores de CoBI, com. pers.). Además de la estacionalidad climática de la zona, las estrategias pesqueras cambiantes también inciden en la dinámica (áreas de pesca y número de embarcaciones) de esta flota (Fermán, 1994).

El turismo ha amortiguado los efectos de la crisis pesquera principalmente en Puerto Peñasco y San Felipe (Fermán, 1994). Con una afluencia promedio anual de 254,000 turistas, el crecimiento de esta actividad para 1994 se calculó en un 5.4%. La flota de embarcaciones medianas o mayores para pesca deportiva es 71 para Puerto Peñasco y 10 en San Felipe (INE, 2004). Esta actividad se realiza primordialmente en otoño e invierno y se ejerce principalmente sobre totoaba, bayas, extranjeros y pintas (Fermán, 1994).

5. Impactos ambientales

El deterioro de las poblaciones marinas es especialmente evidente en el Norte del Golfo de California (Hastings *et al.*, 2004). Una de las más serias amenazas proviene de la manipulación del aporte de agua del Río Colorado (Brusca, 2004a). Con casi 500 m³/s, el aporte del Río representaba hasta el 59% del agua dulce que ingresaba al Golfo de California. Actualmente, la retención de las descargas del Río Colorado por 20 presas y varios cientos de kilómetros de canales agrícolas ha modificado sustancialmente el aporte de agua dulce en el área del Delta (INE, 2004).

En 1944 se acordó entre Estados Unidos de América y México, que este último recibiría 1.5 millones acres/pies por año del Río. Posteriormente, en 1973, se garantizó que a México también recibiría agua pura, pero en realidad lo que llega es agua residual de la agricultura del Valle Imperial de California (Brusca, 2004a). Además, el agua que logra cruzar la frontera es usada para la agricultura el valle de Mexicali (aprox. medio millón de acres bajo irrigación), lo que reduce la que llega al Delta y mantiene sus ecosistemas (Brusca y Hendrickx, 2004).

Por las condiciones de menor flujo y las elevadas evaporaciones de la zona del Delta, la mayor parte de los esteros han pasado de estuarios positivos a negativos (los niveles de salinidad en la boca exceden a los de la boca) (Álvarez-Borrego, 1992). Así, lo que eran originariamente 2 millones de acres de área de inundación de agua dulce, fueron reducidas a menos de 60,000 acres de humedales de agua dulce (gran parte de la recreada Ciénega de Santa Clara) y 130,000 acres de planicies salinas (Brusca y Hendrickx, *op cit.*). Otras modificaciones originadas por este disturbio se manifiestan con cambios en la vegetación original (riparia, humedales, planicies salinas, etc.), la producción de recursos pesqueros (principalmente aquellos que utilizan al Delta como zona reproducción y crianza), los patrones de corrientes y salinidad, aporte de sedimentos ricos en nutrientes y exposición del Delta a fuerzas hidrodinámicas destructivas (mareas y tormentas) (Cisneros-Mata *et al.*, 1995; Lavín y Sánchez, 1999; Galindo, 2003; Álvarez-Borrego, 2004; Brusca y Hendrickx, 2004; Mexicano, 2004).

La pesca en el Golfo de California causa impactos de diferentes dimensiones. Actualmente, en la zona se consideran pescadas al máximo sustentable o en deterioro la totoaba, corvina, chano y almeja catarina (Brusca, 2004a; Poder Ejecutivo Federal, 2004). Además, la pesca también ocasiona impactos al ecosistema tanto por el retiro de especies no aprovechadas comercialmente como por el deterioro físico que ocasiona al ambiente. Se estima que tan sólo la pesca de arrastre “cepilla” anualmente dos veces el fondo del Golfo y retira de 10 a 30 kg de captura incidental por cada kilogramo de camarón (Nava, 1994). Aunque la magnitud del impacto es superior a la reportada en el Golfo de México (1:5 1/4) y el Atlántico Sur (4 1/2) (SFA, 2004) y menor a registros extremos de 1:20 para ecosistemas marinos tropicales (EJF, 2004) la limitada información científica y la anecdótica sugieren que este impacto modifica sobre todo a la estructura y diversidad de la comunidad bentónica del NGC (Brusca y Hendrickx, 2004). Otras de las artes con impacto sobre la biota son las empleadas para la pesca deportiva, las redes de enmalle utilizadas para la pesca de camarón con redes de enmalle (donde ocasionalmente se enmallan mamíferos marinos) y el uso ilegal de redes conocidas como “totoaberas” (INE, 1995; 2004).

Otros impactos negativos, pero de menor impacto o muy localizados, que inciden sobre la integridad de los ecosistemas son las fuentes de contaminación por descargas de aguas agrícolas residuales como metales pesados, hidrocarburos clorados, etc. (Puentes, 1975; Villaescusa, 1987; Olguin, 1989; Urteaga, 1991), descargas de combustibles de las embarcaciones menores y mayores, disposición inadecuada de residuos sólidos, la falta de drenaje en los poblados, turismo (infraestructura, pesca deportiva, sobrecolección de recursos como recuerdos, etc.), rápida urbanización (local y extranjera) (Cervantes, 1998; INE, 2004; Brusca, 2004a; Brusca y Hendrickx, 2004) y la falta de tratamiento del agua utilizada para las granjas acuícola (Fermán, 1994).

Resumiendo todo lo anterior, el área de estudio además de poseer una enorme riqueza biológica ofrece una problemática pesquera que históricamente es muy interesante y compleja. Por lo que el Norte del Golfo de California tiene un gran potencial para estudios que analicen dicha problemática desde una perspectiva sistémica e integral.

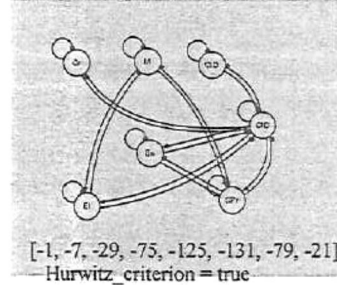
Anexo II

Diagramas alternativos del análisis sin pesca (comunidad biológico-pesquera).

CIO = Captura incidental omnívoros; Cr = Crustáceos; M = Moluscos; CIC = Captura incidental Carnívora; Es = Escama; EI = Elasmobranquios; SPPr = Especies protegidas.

1. Todos los indicadores pesqueros

1: CIC, 2: Es, 3: CIO, 4: Cr, 5: M, 6: EI, 7: SPPr



Matriz de la comunidad [A]

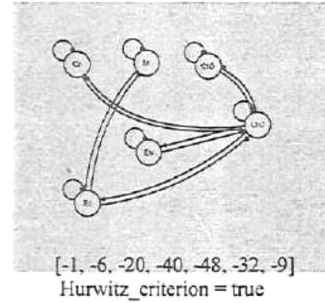
```
[5, -4, 5, 5, -2, -3, 1]
[2, 11, 2, 2, -5, 3, -8]
[-5, 4, 16, -5, 2, 3, -1]
[-5, 4, -5, 16, 2, 3, -1]
[-4, -1, -4, -4, 10, -6, -5]
[1, -5, 1, 1, 8, 12, -4]
[3, 6, 3, 3, 3, -6, 9]
```

Matriz pesada [W]

```
[1., .67, 1., 1., .50, .60, .20]
[.33, .73, .33, .33, .71, .43, .80]
[1., .67, .62, 1., .50, .60, .20]
[1., .67, 1., .62, .50, .60, .20]
[1., .14, 1., 1., .83, .50, .71]
[.20, .71, .20, .20, .67, .86, .67]
[.60, .60, .60, .60, .43, 1., 1.]
```

2. Sin especies protegidas

1: CIC, 2: Es, 3: CIO, 4: Cr, 5: M, 6: EI



Matriz de la comunidad [A]

```
[2, -2, 2, 2, -1, -1]
[2, 7, 2, 2, -1, -1]
[-2, 2, 7, -2, 1, 1]
[-2, 2, -2, 7, 1, 1]
[-1, 1, -1, -1, 5, -4]
[1, -1, 1, 1, 4, 4]
```

Matriz pesada [W]

```
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
```


Anexo III. Caracterización de los 22 fragmentos pesqueros de acuerdo a los cuatro indicadores de especies objetivo.

Nivel 3	Fragmentos pesqueros	Toponimia	Cr	M	Es	El
Sin especies protegidas	1	Pesca arrastre 1	X		X	
	2	El Desemboque	X		X	X
	3	Pesca arrastre 2	X		X	
	5	La Salina o San Jorge	X	X		X
	6	Las Conchas	X		X	X
	7	La Cholla-La Pinta o Las Conchas	X	X	X	X
	10	Pesca de arrastre 3				
	15	Pesca de Arrastre 4	X		X	
	21	Zona baquetera	X		X	X
	22	Pesca arrastre 6	X		X	
Con especies protegidas	4	Isla San Jorge	X	X	X	
	8	Bahía Adair	X	X		X
	9	El Borrascoso	X	X	X	
	11	Múltiples nombres 1	X		X	X
	12	Las islas	X		X	X
	13	El Canal principal	X		X	X
	14	Múltiples nombres 2	X		X	X
	16	Rocas Consag 1	X		X	X
	17	Rocas Consag 2	X		X	X
	18	Múltiples nombres 3	X		X	X
	19	Pesca arrastre 5	X		X	
	20	El Coloradito	X		X	
23	Las Encantadas, Puertecitos o Gonzaga	X		X	X	

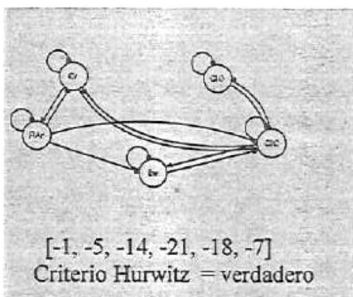
Cr= Crustáceos; M= Moluscos; Es= Escama; El= Elasmobranquios.

Anexo IV. Modelos alternativos del análisis con pesca (sistema pesquero)

CIO = Captura incidental omnívoros; Cr = Crustáceos; M = Moluscos; CIC = Captura incidental Carnívora; Es = Escama; El = Elasmobranquios; SP = Especies protegidas; AS = Artes Selectivas; Ch = Chinchorro; RAr = Red de Arrastre.

Paisaje pesquero espacial A

1. Temporada= Crustáceos



1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= RAr.

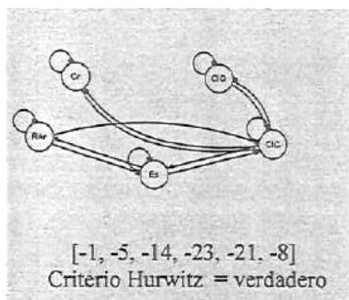
Matriz de la comunidad [A]

[2, -2, 2, 1, -1]
[3, 4, 3, -2, -5]
[-2, 2, 5, -1, 1]
[-1, 1, -1, 3, -3]
[-1, 1, -1, 3, 4]

Matriz pesada [W]

[1., 1., 1., .33, .33]
[1., .67, 1., .50, 1.]
[1., 1., .71, .33, .33]
[1., 1., 1., 1., .60]
[1., 1., 1., 1., 1.]

2. Temporada= Escama



1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= RAr.

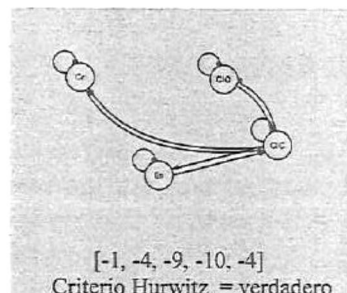
Matriz de la comunidad [A]

[-1, -2, 2, 2, 0]
[1, 3, 1, 1, -4]
[-2, 2, 6, -2, 0]
[-2, 2, -2, 6, 0]
[1, 3, 1, 1, 4]

Matriz pesada [W]

[1., 1., 1., 1., 0]
[1., 1., 1., 1., 1]
[1., 1., 1., 1., 0]
[1., 1., 1., 1., 0]
[1., 1., 1., 1., 1]

3. Temporada= No pesca



1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr

Matriz de la comunidad [A]

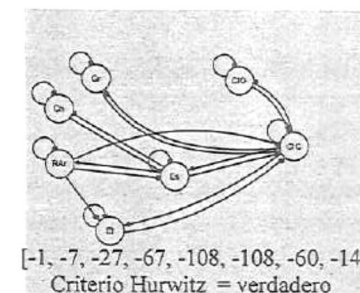
[1, -1, 1, 1]
[1, 3, 1, 1]
[-1, 1, 3, -1]
[-1, 1, -1, 3]

Matriz pesada [W]

[1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1.]

Paisaje pesquero espacial B

4. Temporada= Escama



1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= El, 6= Ch, 7= RAr

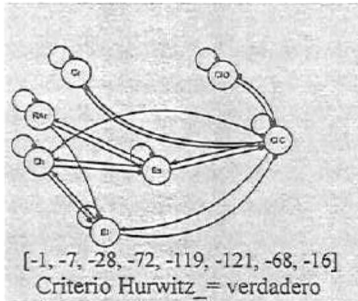
Matriz de la comunidad [A]

[3, -2, 3, 3, -3, -1, 2]
[1, 4, 1, 1, -1, -5, -4]
[-3, 2, 11, -3, 3, 1, -2]
[-3, 2, -3, 11, 3, 1, -2]
[2, -6, 2, 2, 12, 4, -8]
[1, 4, 1, 1, -1, 9, -4]
[1, 4, 1, 1, -1, -5, 10]

Matriz pesada [W]

[1., .50, 1., 1., 1., .20, .33]
[1., 1., 1., 1., 1., 1., .67]
[1., .50, .85, 1., 1., .20, .33]
[1., .50, 1., .85, 1., .20, .33]
[.50, 1., .50, .50, 1., .50, .67]
[1., 1., 1., 1., 1., .82, .67]
[1., 1., 1., 1., 1., 1., 1.]

5. Temporada= Escama y Elasmobranquios



1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= RAr, 6= Ch, 7= EI.

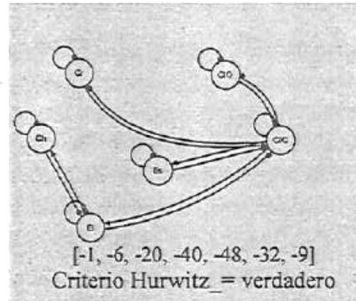
Matriz de la comunidad [A]

[4, 0, 4, 4, 4, 0, -4]
[1, 8, 1, 1, -3, -4, -5]
[-4, 0, 12, -4, -4, 0, 4]
[-4, 0, -4, 12, -4, 0, 4]
[1, 8, 1, 1, 13, -4, -5]
[2, 0, 2, 2, -6, 8, 6]
[1, -8, 1, 1, -3, -4, 11]

Matriz pesada [W]

[.67, 0, .67, .67, .50, 0, .67]
[.33, 1., .33, .33, .23, .67, 1.]
[.67, 0, .50, .67, .50, 0, .67]
[.67, 0, .67, .50, .50, 0, .67]
[.33, 1., .33, .33, .76, .67, 1.]
[.50, 0, .50, .50, .60, .80, .75]
[.20, 1., .20, .20, .23, .29, 1.]

6. Temporada= Elasmobranquios



1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= EI, 6= Ch.

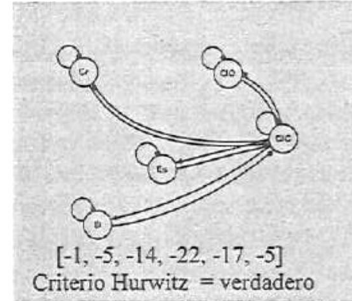
Matriz de la comunidad [A]

[2, -2, 2, 2, -1, 1]
[2, 7, 2, 2, -1, 1]
[-2, 2, 7, -2, 1, -1]
[-2, 2, -2, 7, 1, -1]
[1, -1, 1, 1, 4, -4]
[1, -1, 1, 1, 4, 5]

Matriz pesada [W]

[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]

7. Temporada= No pesca



1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= EI.

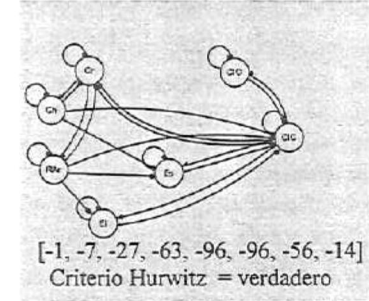
Matriz de la comunidad [A]

[1, -1, 1, 1, -1]
[1, 4, 1, 1, -1]
[-1, 1, 4, -1, 1]
[-1, 1, -1, 4, 1]
[1, -1, 1, 1, 4]

Matriz pesada [W]

[1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1.]

8. Temporada= Crustáceos



1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= EI, 6= Ch, 7= RAr.

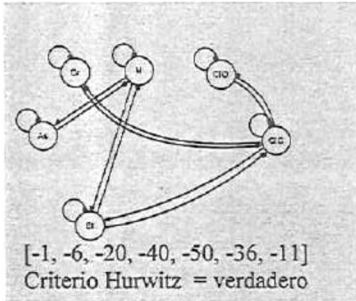
Matriz de la comunidad [A]

[3, -3, 3, 2, -3, -2, 1]
[5, 9, 5, -6, -5, -8, -3]
[-3, 3, 11, -2, 3, 2, -1]
[-1, 1, -1, 4, 1, -4, -5]
[4, -4, 4, -2, 10, 2, -8]
[-1, 1, -1, 4, 1, 10, -5]
[-1, 1, -1, 4, 1, -4, 9]

Matriz pesada [W]

[1., 1., 1., .33, 1., .25, .11]
[1., .69, 1., .60, 1., .44, .16]
[1., 1., .73, .33, 1., .25, .11]
[1., 1., 1., 1., 1., .67, .71]
[1., 1., 1., .25, .71, .17, .50]
[1., 1., 1., 1., 1., .83, .71]
[1., 1., 1., 1., 1., .67, .82]

Paisaje pesquero espacial C
9. Temporada= Moluscos



1= CIC, 2= CIO, 3= Cr, 4= M, 5= EI, 6= AS.

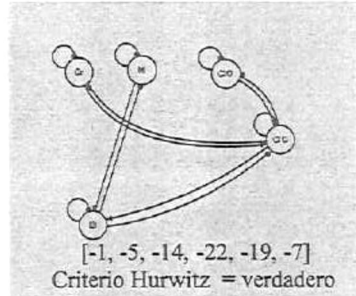
Matriz de la comunidad [A]

[3, 3, 3, -1, -2, 1]
[-3, 8, -3, 1, 2, -1]
[-3, -3, 8, 1, 2, -1]
[-1, -1, -1, 4, -3, -4]
[2, 2, 2, 3, 6, -3]
[-1, -1, -1, 4, -3, 7]

Matriz pesada [W]

[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]

10. Temporada= No pesca



1= CIC, 2= CIO, 3= Cr, 4= M, 5= EI.

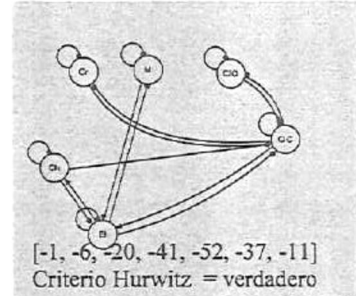
Matriz de la comunidad [A]

[2, 2, 2, -1, -1]
[-2, 5, -2, 1, 1]
[-2, -2, 5, 1, 1]
[-1, -1, -1, 4, -3]
[1, 1, 1, 3, 3]

Matriz pesada [W]

[1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1.]

11. Temporada= Elasmobranchios



1= CIC, 2= CIO, 3= Cr, 4= M, 5= EI, 6= Ch.

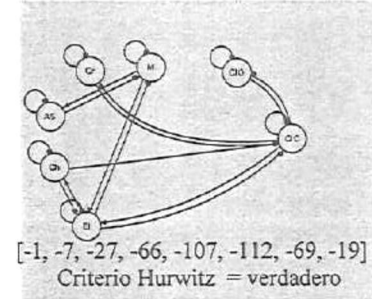
Matriz de la comunidad [A]

[3, 3, 3, -2, -2, -1]
[-3, 8, -3, 2, 2, 1]
[-3, -3, 8, 2, 2, 1]
[-1, -1, -1, 8, -3, 4]
[1, 1, 1, 3, 3, -4]
[1, 1, 1, 3, 3, 7]

Matriz pesada [W]

[1., 1., 1., 1., 1., .33]
[1., 1., 1., 1., 1., .33]
[1., 1., 1., 1., 1., .33]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]

12. Temporada= Elasmobranchios y Moluscos



1= CiCar, 2= CiOmn, 3= CrObj, 4= MObj, 5= EIObj, 6= Ch, 7= AS.

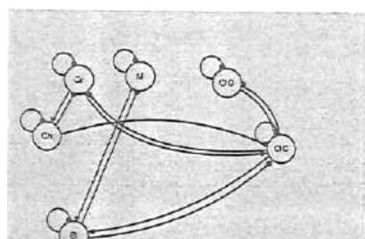
Matriz de la comunidad [A]

[5, 5, 5, -2, -4, -1, 2]
[-5, 14, -5, 2, 4, 1, -2]
[-5, -5, 14, 2, 4, 1, -2]
[-1, -1, -1, 8, -3, 4, -8]
[2, 2, 2, 3, 6, -8, -3]
[2, 2, 2, 3, 6, 11, -3]
[-1, -1, -1, 8, -3, 4, 11]

Matriz pesada [W]

[1., 1., 1., 1., 1., .20, 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., .20, 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., .20, 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]

13. Temporada= Crustáceos



[-1, -6, -20, -39, -47, -32, -10]
Criterio Hurwitz = verdadero

1= CIC, 2= CIO, 3= Cr, 4= M, 5= El, 6= Ch.

Matriz de la comunidad [A]

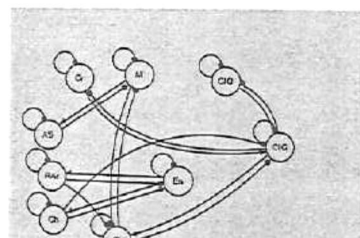
[4, 4, 0, -2, -2, -4]
[-4, 6, 0, 2, 2, 4]
[-2, -2, 5, 1, 1, -3]
[-2, -2, 0, 6, -4, 2]
[2, 2, 0, 4, 4, -2]
[-2, -2, 5, 1, 1, 7]

Matriz pesada [W]

[1., 1., 0, 1., 1., 1.]
[1., .60, 0, 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., .43]
[1., 1., 0, .75, .67, 1.]
[1., 1., 0, .67, .67, 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]

Paisaje pesquero espacial D

14. Temporada= Moluscos y Escama



[-1, -9, -44, -141, -316, -503, -561, -418, -186, -37]

Criterio Hurwitz = verdadero

1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= RAr, 6= Ch, 7= El, 8= M, 9= AS.

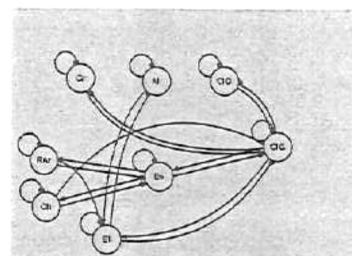
Matriz de la comunidad [A]

[9, -4, 9, 9, 10, -5, -6, -3, 3]
[3, 11, 3, 3, -9, -14, -2, -1, 1]
[-9, 4, 28, -9, -10, 5, 6, 3, -3]
[-9, 4, -9, 28, -10, 5, 6, 3, -3]
[3, 11, 3, 3, 28, -14, -2, -1, 1]
[3, 11, 3, 3, -9, 23, -2, -1, 1]
[4, -10, 4, 4, -12, 6, 22, 11, -11]
[-2, 5, -2, -2, 6, -3, -11, 13, -13]
[-2, 5, -2, -2, 6, -3, -11, 13, 24]

Matriz pesada [W]

[1., .50, 1., 1., 1., .45, 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., .69, 1., 1., 1., 1.]
[1., .50, .88, 1., 1., .45, 1., 1., 1.]
[1., .50, 1., .88, 1., .45, 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., .69, .85, 1., 1., 1.]
[.50, 1., .50, .50, .60, .43, 1., 1., 1.]
[.50, 1., .50, .50, .60, .43, 1., .87, .87]
[.50, 1., .50, .50, .60, .43, 1., .87, .92]

15. Temporada= Escama



[-1, -8, -35, -99, -190, -247, -210, -106, -24]

Criterio Hurwitz = verdadero

1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= RAr, 6= Ch, 7= El, 8= M.

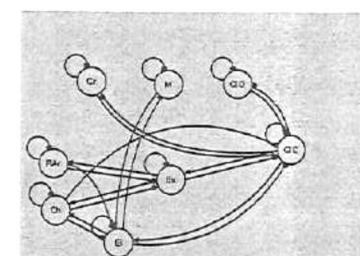
Matriz de la comunidad [A]

[6, -3, 6, 6, 6, -3, -3, -3]
[2, 7, 2, 2, -6, -9, -1, -1]
[-6, 3, 18, -6, -6, 3, 3, 3]
[-6, 3, -6, 18, -6, 3, 3, 3]
[2, 7, 2, 2, 18, -9, -1, -1]
[2, 7, 2, 2, -6, 15, -1, -1]
[2, -5, 2, 2, -6, 3, 11, 11]
[-2, 5, -2, -2, 6, -3, -11, 13]

Matriz pesada [W]

[1., .60, 1., 1., 1., .43, 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., .75, 1., 1., 1.]
[1., .60, .90, 1., 1., .43, 1., 1.]
[1., .60, 1., .90, 1., .43, 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., .75, .88, 1., 1.]
[.50, 1., .50, .50, .60, .43, 1., 1.]
[.50, 1., .50, .50, .60, .43, 1., .87]

16. Temporada= Escama y Elasmó



[-1, -8, -36, -106, -211, -281, -241, -121, -27]

Criterio Hurwitz = verdadero

1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= RAr, 6= Ch, 7= El, 8= M.

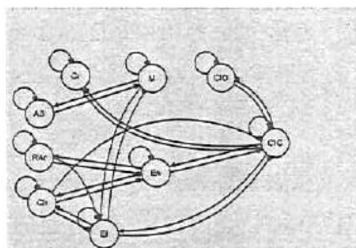
Matriz de la comunidad [A]

[7, -2, 7, 7, 6, -1, -4, -4]
[2, 11, 2, 2, -6, -8, -5, -5]
[-7, 2, 20, -7, -6, 1, 4, 4]
[-7, 2, -7, 20, -6, 1, 4, 4]
[2, 11, 2, 2, 21, -8, -5, -5]
[3, 3, 3, 3, -9, 15, 6, 6]
[1, -8, 1, 1, -3, -4, 11, 11]
[-1, 8, -1, -1, 3, 4, -11, 16]

Matriz pesada [W]

[.78, .25, .78, .78, .60, .11, .67, .67]
[.50, 1., .50, .50, .38, .80, 1., 1.]
[.78, .25, .63, .78, .60, .11, .67, .67]
[.78, .25, .78, .63, .60, .11, .67, .67]
[.50, 1., .50, .50, .84, .80, 1., 1.]
[.60, .27, .60, .60, .69, .88, .75, .75]
[.20, 1., .20, .20, .23, .29, 1., 1.]
[.20, 1., .20, .20, .23, .29, 1., .53]

17. Temporada= Moluscos, Escama y elasmobranquios



[-1, -9, -45, -149, -345, -564, -641, -483, -216, -43]

Criterio Hurwitz = verdadero

1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= RAr, 6= Ch, 7= El, 8= M, 9= AS.

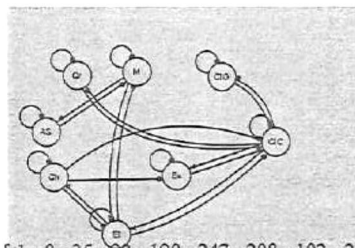
Matriz de la comunidad [A]

```
[11, -2, 11, 11, 10, -1, -8, -4, 4]
[3, 19, 3, 3, -9, -12, -10, -5, 5]
[-11, 2, 32, -11, -10, 1, 8, 4, -4]
[-11, 2, -11, 32, -10, 1, 8, 4, -4]
[3, 19, 3, 3, 34, -12, -10, -5, 5]
[5, 3, 5, 5, -15, 23, 12, 6, -6]
[2, -16, 2, 2, -6, -8, 22, 11, -11]
[-1, 8, -1, -1, 3, 4, -11, 16, -16]
[-1, 8, -1, -1, 3, 4, -11, 16, 27]
```

Matriz pesada [W]

```
[.73, .14, .73, .73, .56, .67e-1, .67, .67, .67]
[.43, 1., .43, .43, .31, .75, 1., 1., 1.]
[.73, .14, .57, .73, .56, .67e-1, .67, .67, .67]
[.73, .14, .73, .57, .56, .67e-1, .67, .67, .67]
[.43, 1., .43, .43, .81, .75, 1., 1., 1.]
[.56, .16, .56, .56, .65, .85, .75, .75, .75]
[.20, 1., .20, .20, .23, .29, 1., 1., 1.]
[.20, 1., .20, .20, .23, .29, 1., .53, .53]
[.20, 1., .20, .20, .23, .29, 1., .53, .66]
```

18. Temporada= Moluscos y elasmobranquios



[-1, -8, -35, -99, -190, -247, -208, -102, -22]

Criterio Hurwitz = verdadero

1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= M, 6= El, 7= Ch, 8= AS.

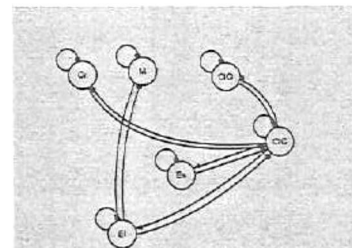
Matriz de la comunidad [A]

```
[5, -5, 5, 5, -1, -2, 2, 1]
[3, 19, 3, 3, -5, -10, -12, 5]
[-5, 5, 17, -5, 1, 2, -2, -1]
[-5, 5, -5, 17, 1, 2, -2, -1]
[-1, 1, -1, -1, 9, -4, 4, -9]
[2, -2, 2, 2, 4, 8, -8, -4]
[2, -2, 2, 2, 4, 8, 14, -4]
[-1, 1, -1, -1, 9, -4, 4, 13]
```

Matriz pesada [W]

```
[1., 1., 1., 1., .33, .33, .25, .33]
[.43, 1., .43, .43, 1., 1., .75, 1.]
[1., 1., .81, 1., .33, .33, .25, .33]
[1., 1., 1., .81, .33, .33, .25, .33]
[1., 1., 1., 1., .82, 1., .67, .82]
[1., 1., 1., 1., 1., 1., .67, 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., .82, 1., .67, .87]
```

19. Temporada= No pesca



[-1, -6, -20, -40, -48, -32, -9]

Criterio Hurwitz = verdadero

1= CICar, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= M, 6= El.

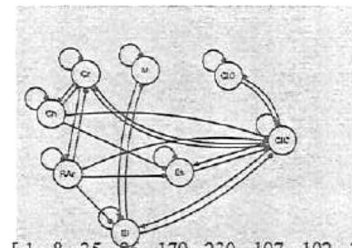
Matriz de la comunidad [A]

```
[2, -2, 2, 2, -1, -1]
[2, 7, 2, 2, -1, -1]
[-2, 2, 7, -2, 1, 1]
[-2, 2, -2, 7, 1, 1]
[-1, 1, -1, -1, 5, -4]
[1, -1, 1, 1, 4, 4]
```

Matriz pesada [W]

```
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
[1., 1., 1., 1., 1., 1.]
```

20. Temporada= Crustáceos



[-1, -8, -35, -96, -179, -230, -197, -102, -24]

Criterio Hurwitz = verdadero

1= CIC, 2= CIO, 3= Cr, 4= Ch, 5= M, 6= El, 7= Es, 8= RAr.

Matriz de la comunidad [A]

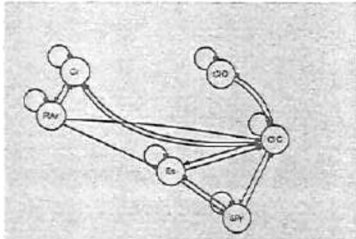
```
[6, 6, 3, -3, -3, -3, -6, 0]
[-6, 18, -3, 3, 3, 3, 6, 0]
[-2, -2, 7, -7, 1, 1, 2, -8]
[-2, -2, 7, 17, 1, 1, 2, -8]
[-4, -4, 2, -2, 14, -10, 4, 8]
[4, 4, -2, 2, 10, 10, -4, -8]
[10, 10, -11, -13, -5, -5, 14, -8]
[-2, -2, 7, -7, 1, 1, 2, 16]
```

Matriz pesada [W]

```
[1., 1., .27, .20, 1., 1., 1., 0]
[1., .69, .27, .20, 1., 1., 1., 0]
[1., 1., 1., .64, 1., 1., 1., .67]
[1., 1., 1., .81, 1., 1., 1., .67]
[1., 1., .25, .17, .78, .71, 1., .50]
[1., 1., .25, .17, .71, .71, 1., .50]
[1., 1., .65, .42, 1., 1., .64, .25]
[1., 1., 1., .64, 1., 1., 1., .80]
```

Paisaje pesquero espacial E

21 Temporada= Crustáceos



[-1, -6, -21, -43, -55, -41, -14]
Hurwitz_criterion = true

1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= SPPr, 6= RAr.

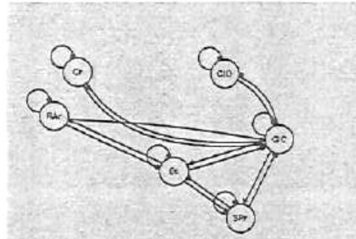
Matriz de la comunidad [A]

[4, -4, 4, 2, 0, -2]
[1, 6, 1, -3, -7, -4]
[-4, 4, 10, -2, 0, 2]
[-2, 2, -2, 6, 0, -6]
[5, 2, 5, -1, 7, -6]
[-2, 2, -2, 6, 0, 8]

Matriz pesada [W]

[1., 1., 1., .33, 0, .33]
[.20, .75, .20, .43, .78, .50]
[1., 1., .56, .33, 0, .33]
[1., 1., 1., .75, 0, .50]
[1., .25, 1., .14, .78, .75]
[1., 1., 1., .75, 0, .80]

22. Temporada= Escama



[-1, -6, -21, -45, -58, -41, -12]
Criterio Hurwitz = verdadero

1= CIC, 2= Es, 3= Cr, 4= CIO, 5= RAr, 6= SPPr

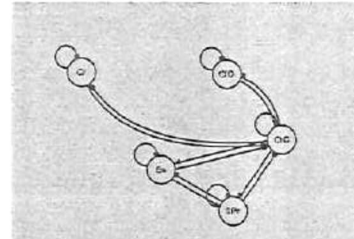
Matriz de la comunidad [A]

[3, -3, 3, 3, 0, 0]
[0, 4, 0, 0, -4, -4]
[-3, 3, 9, -3, 0, 0]
[-3, 3, -3, 9, 0, 0]
[3, 1, 3, 3, 8, -4]
[0, 4, 0, 0, -4, 8]

Matriz pesada [W]

[1., 1., 1., 1., 0, 0]
[0. 1., 0, 0, 1., .67]
[1., 1., .69, 1., 0, 0]
[1., 1., 1., .69, 0, 0]
[1., .20, 1., 1., 1., .67]
[0. 1., 0, 0, 1., .80]

23. Temporada= No pesca



[-1, -5, -15, -25, -22, -8]

Criterio Hurwitz = verdadero

1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= SPPr.

Matriz de la comunidad [A]

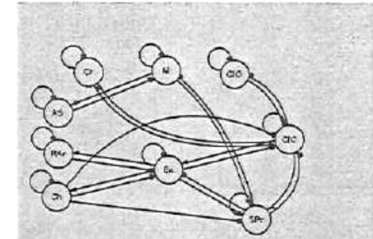
[2, -2, 2, 2, 0]
[0, 4, 0, 0, -4]
[-2, 2, 6, -2, 0]
[-2, 2, -2, 6, 0]
[2, 2, 2, 2, 4]

Matriz pesada [W]

[1., 1., 1., 1., 0]
[0. 1., 0, 0, 1.]
[1., 1., .75, 1., 0]
[1., 1., 1., .75, 0]
[1., .50, 1., 1., 1.]

Paisaje pesquero espacial F

24. Temporada= Moluscos y escama



[-1, -9, -45, -147, -333, -530, -585, -427, -184, -35]
Hurwitz_criterion = true

1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= M, 6= SPPr, 7= AS, 8= RAr, 9= Ch.

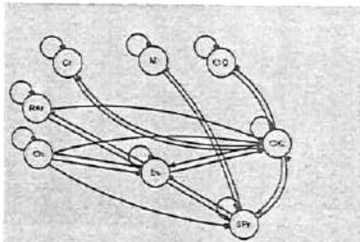
Matriz de la comunidad [A]

[9, -6, 9, 9, -1, -2, 1, 6, -1]
[1, 11, 1, 1, -4, -8, 4, -11, -4]
[-9, 6, 26, -9, 1, 2, -1, -6, 1]
[-9, 6, -9, 26, 1, 2, -1, -6, 1]
[-3, 2, -3, -3, 12, -11, -12, -2, 12]
[6, -4, 6, 6, 11, 22, -11, 4, -24]
[-3, 2, -3, -3, 12, -11, 23, -2, 12]
[1, 11, 1, 1, -4, -8, 4, 24, -4]
[1, 11, 1, 1, -4, -8, 4, -11, 31]

Matriz pesada [W]

[.69, .60, .69, .69, .20, .20, .20, .60, .53e-1]
[.20, 1., .20, .20, 1., 1., 1., 1., .17]
[.69, .60, .57, .69, .20, .20, .20, .60, .53e-1]
[.69, .60, .69, .57, .20, .20, .20, .60, .53e-1]
[.60, .25, .60, .60, .50, 1., .50, .25, .86]
[.60, .25, .60, .60, 1., 1., 1., .25, .86]
[.60, .25, .60, .60, .50, 1., .66, .25, .86]
[.20, 1., .20, .20, 1., 1., 1., .50, .17]
[.20, 1., .20, .20, 1., 1., 1., 1., .89]

25. Temporada= Escama



[-1, -8, -36, -105, -205, -266, -222, -109, -24]
Criterio Hurwitz = verdadero

1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= M, 6= SPR, 7= RAr, 8= Ch.

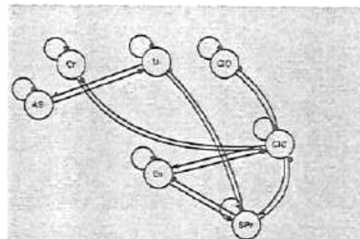
Matriz de la comunidad [A]

```
[ 6, -6,  6,  6,  0,  0,  0,  0]
[ 1,  7,  1,  1, -4, -4, -8, -4]
[-6,  6, 18, -6,  0,  0,  0,  0]
[-6,  6, -6, 18,  0,  0,  0,  0]
[-3,  3, -3, -3, 12, -12,  0, 12]
[ 3, -3,  3,  3, 12, 12,  0, -12]
[ 1,  7,  1,  1, -4, -4, 16, -4]
[ 1,  7,  1,  1, -4, -4, -8, 20]
```

Matriz pesada [W]

```
[.75, .75, .75, .75,  0,  0,  0,  0]
[.33,  1., .33, .33,  1.,  1., .80, .29]
[.75, .75, .60, .75,  0,  0,  0,  0]
[.75, .75, .75, .60,  0,  0,  0,  0]
[.60, .33, .60, .60, .46,  1.,  0, .75]
[.60, .33, .60, .60,  1.,  1.,  0, .75]
[.33,  1., .33, .33,  1.,  1., .57, .29]
[.33,  1., .33, .33,  1.,  1., .80, .83]
```

26. Temporada= Moluscos



[-1, -7, -28, -70, -115, -121, -74, -20]
Criterio Hurwitz = verdadero

1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= M, 6= SPR, 7= AS.

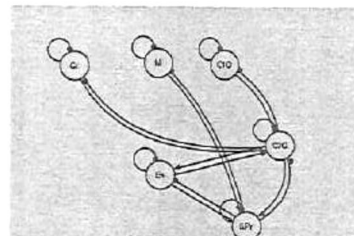
Matriz de la comunidad [A]

```
[ 5, -5,  5,  5,  0,  0,  0]
[ 1, 11,  1,  1, -4, -8,  4]
[-5,  5, 15, -5,  0,  0,  0]
[-5,  5, -5, 15,  0,  0,  0]
[-2, -2, -2, -2,  8, -4, -8]
[ 4,  4,  4,  4,  8, -4, -4]
[-2, -2, -2, -2,  8, -4, 12]
```

Matriz pesada [W]

```
[ 1.,  1.,  1.,  1.,  0,  0,  0]
[.20,  1., .20, .20,  1.,  1.,  1.]
[ 1.,  1., .79,  1.,  0,  0,  0]
[ 1.,  1.,  1., .79,  0,  0,  0]
[ 1., .50,  1.,  1., .80,  1., .80]
[ 1., .50,  1.,  1.,  1.,  1.,  1.]
[ 1., .50,  1.,  1., .80,  1., .86]
```

27. Temporada= No pesca



[-1, -6, -21, -44, -56, -40, -12]
Hurwitz criterion = true

1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= M, 6= SPR

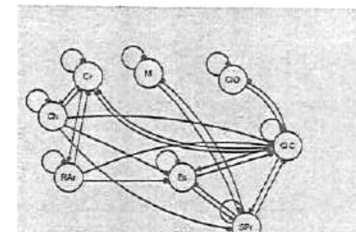
Matriz de la comunidad [A]

```
[ 3, -3,  3,  3,  0,  0]
[ 1,  7,  1,  1, -4, -4]
[-3,  3,  9, -3,  0,  0]
[-3,  3, -3,  9,  0,  0]
[-2, -2, -2, -2,  8, -4]
[ 2,  2,  2,  2,  4,  4]
```

Matriz pesada [W]

```
[ 1.,  1.,  1.,  1.,  0,  0]
[.33,  1., .33, .33,  1.,  1.]
[ 1.,  1., .82,  1.,  0,  0]
[ 1.,  1.,  1., .82,  0,  0]
[ 1., .50,  1.,  1., .80,  1.]
[ 1., .50,  1.,  1.,  1.,  1.]
```

28. Temporada= Crustáceos



[-1, -8, -36, -102, -198, -265, -235, -125, -30]
Criterio Hurwitz = verdadero

1= CIC, 2= CIO, 3= Cr, 4= Ch, 5= M, 6= SPR, 7= Es, 8= RAr.

Matriz de la comunidad [A]

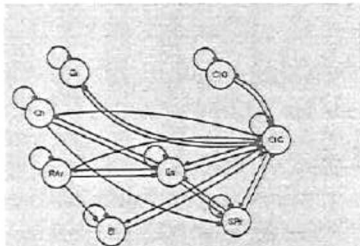
```
[ 9,  9,  3, -3,  0,  0, -9, -3]
[-9, 21, -3,  3,  0,  0,  9,  3]
[-3, -3,  9, -9,  0,  0,  3, -9]
[-3, -3,  9, 21,  0,  0,  3, -9]
[-9, -9,  7, 13, 20, -10, -1,  3]
[ 9,  9, -7, -13, 10, 10,  1, -3]
[ 6,  6, -8, -2, -10, -10, 14, -12]
[-3, -3,  9, -9,  0,  0,  3, 21]
```

Matriz pesada [W]

```
[ 1.,  1., .18, .12,  0,  0,  1., .13]
[ 1., .51, .18, .12,  0,  0,  1., .13]
[ 1.,  1., .82, .47,  0,  0,  1., .53]
[ 1.,  1., .82, .68,  0,  0,  1., .53]
[ 1.,  1., .47, .45, .56, .71, .77e-1, .12]
[ 1.,  1., .47, .45, .71, .71, .77e-1, .12]
[.43, .43, .36, .48e-1, .71, .71, .64, .32]
[ 1.,  1., .82, .47,  0,  0,  1., .64]
```

Paisaje pesquero espacial G

29. Temporada=Escama



[-1, -8, -36, -105, -202, -252, -194, -83, -15]
 Criterio Hurwitz = verdadero
 1= CiCar, 2= EsObj, 3= CiOmn, 4= CrObj, 5= ElObj, 6= SpProt, 7= Ch, 8= RAR.

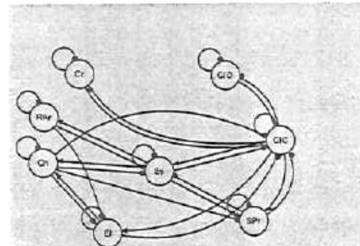
Matriz de la comunidad [A]

[3, -2, 3, 3, -3, -1, 0, 2]
 [0, 5, 0, 0, 0, -5, 0, -5]
 [-3, 2, 12, -3, 3, 1, 0, -2]
 [-3, 2, -3, 12, 3, 1, 0, -2]
 [3, -7, 3, 3, 12, 4, 0, -8]
 [3, -2, 3, 3, -3, 14, -15, 2]
 [0, 5, 0, 0, 0, -5, 15, -5]
 [0, 5, 0, 0, 0, -5, 0, 10]

Matriz pesada [W]

[.60, .33, .60, .60, .60, .14, 0, .17]
 [0, 1., 0, 0, 0, 1., 0, .56]
 [.60, .33, .43, .60, .60, .14, 0, .17]
 [.60, .33, .60, .43, .60, .14, 0, .17]
 [.43, .78, .43, .43, .46, .40, 0, .29]
 [.60, .17, .60, .60, .60, .88, .71, .11]
 [0, 1., 0, 0, 0, 1., .71, .56]
 [0, 1., 0, 0, 0, 1., 0, .42]

30. Temporada= Escama y elasmobranquios



[-1, -8, -37, -111, -220, -287, -239, -118, -27]
 Criterio Hurwitz = verdadero
 1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= RAR, 6= Ch, 7= El, 8= SPPr.

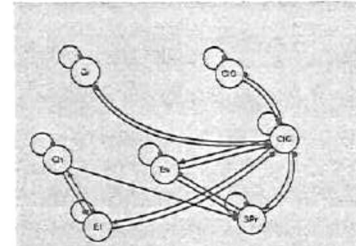
Matriz de la comunidad [A]

[6, -2, 6, 6, 5, 3, -3, -4]
 [0, 9, 0, 0, -9, 0, 0, -9]
 [-6, 2, 21, -6, -5, -3, 3, 4]
 [-6, 2, -6, 21, -5, -3, 3, 4]
 [0, 9, 0, 0, 18, 0, 0, -9]
 [3, -1, 3, 3, -11, 15, 12, -2]
 [3, -10, 3, 3, -2, -12, 12, 7]
 [3, 8, 3, 3, 7, -12, -15, 16]

Matriz pesada [W]

[.60, .20, .60, .60, .29, .23, .23, .33]
 [0, .82, 0, 0, .39, 0, 0, .82]
 [.60, .20, .38, .60, .29, .23, .23, .33]
 [.60, .20, .60, .38, .29, .23, .23, .33]
 [0, .82, 0, 0, .43, 0, 0, .82]
 [.43, .91e-1, .43, .43, .58, .79, .75, .17]
 [.33, .83, .33, .33, .71e-1, .38, .50, .54]
 [.23, .36, .23, .23, .23, .55, .79, .53]

31. Temporada= Elasmobranquios



[-1, -7, -28, -70, -112, -113, -67, -18]
 Criterio Hurwitz = verdadero
 1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= El, 6= SPPr, 7= Ch.

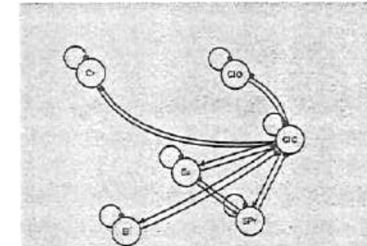
Matriz de la comunidad [A]

[4, -4, 4, 4, -2, 0, 2]
 [1, 8, 1, 1, 4, -9, 5]
 [-4, 4, 14, -4, 2, 0, -2]
 [-4, 4, -4, 14, 2, 0, -2]
 [2, -2, 2, 2, 8, 0, -8]
 [3, 6, 3, 3, -6, 9, -3]
 [2, -2, 2, 2, 8, 0, 10]

Matriz pesada [W]

[1., 1., 1., 1., .50, 0, .50]
 [.20, .80, .20, .20, .67, 1., .71]
 [1., 1., .70, 1., .50, 0, .50]
 [1., 1., 1., .70, .50, 0, .50]
 [1., 1., 1., 1., .80, 0, .67]
 [.60, .60, .60, .60, 1., 1., .43]
 [1., 1., 1., 1., .80, 0, .83]

32. Temporada= No pesqueras



[-1, -6, -21, -44, -54, -36, -10]
 Criterio Hurwitz = verdadero
 1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= El, 6= SPPr.

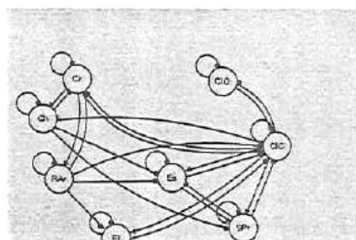
Matriz de la comunidad [A]

[2, -2, 2, 2, -2, 0]
 [0, 5, 0, 0, 0, -5]
 [-2, 2, 8, -2, 2, 0]
 [-2, 2, -2, 8, 2, 0]
 [2, -2, 2, 2, 8, 0]
 [2, 3, 2, 2, -2, 5]

Matriz pesada [W]

[1., 1., 1., 1., 1., 0]
 [0, 1., 0, 0, 0, 1.]
 [1., 1., .80, 1., 1., 0]
 [1., 1., 1., .80, 1., 0]
 [1., 1., 1., 1., .80, 0]
 [1., .60, 1., 1., 1., 1.]

33. Temporada=Crustáceos



[-1, -8, -36, -102, -197, -263, -232, -121, -28]
Criterio Hurwitz = verdadero

1= CIC, 2= Es, 3= CIO, 4= Cr, 5= EI, 6= SP, 7= Ch, 8= RAr.

Matriz de la comunidad [A]

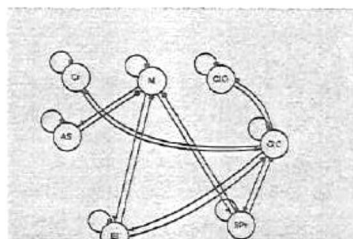
```
[ 6, -6, 6, 4, -6, 0, -4, 2]
[ 1, 13, 1, -4, -1, -14, 4, -9]
[-6, 6, 22, -4, 6, 0, 4, -2]
[-2, 2, -2, 8, 2, 0, -8, -10]
[ 8, -8, 8, -4, 20, 0, 4, -16]
[ 9, 5, 9, -8, -9, 14, -20, 3]
[-2, 2, -2, 8, 2, 0, 20, -10]
[-2, 2, -2, 8, 2, 0, -8, 18]
```

Matriz pesada [W]

```
[ 1., 1., 1., .29, 1., 0., .20, .10]
[.11, .76, .11, .20, .11, .78, .11, .26]
[ 1., 1., .58, .29, 1., 0., .20, .10]
[ 1., 1., 1., .80, 1., 0., .50, .63]
[ 1., 1., 1., .20, .56, 0., .13, .40]
[ 1., .29, 1., .40, 1., .78, .53, .86e-1]
[ 1., 1., 1., .80, 1., 0., .71, .63]
[ 1., 1., 1., .80, 1., 0., .50, .64]
```

Paisaje pesquero espacial H

34. Temporada= Moluscos



[-1, -7, -28, -70, -113, -115, -66, -16]
Criterio Hurwitz = verdadero

1= CIC, 2= CIO, 3= Cr, 4= M, 5= EI, 6= SP, 7= AS.

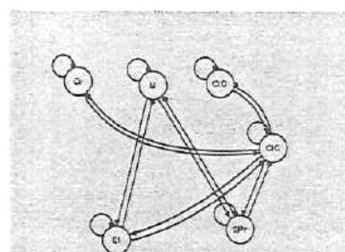
Matriz de la comunidad [A]

```
[ 4, 4, 4, -2, -2, -2, 2]
[-4, 12, -4, 2, 2, 2, -2]
[-4, -4, 12, 2, 2, 2, -2]
[-2, -2, -2, 5, -3, -3, -5]
[ 2, 2, 2, 3, 11, -5, -3]
[ 2, 2, 2, 3, -5, 11, -3]
[-2, -2, -2, 5, -3, -3, 11]
```

Matriz pesada [W]

```
[ 1., 1., 1., 1., .50, .50, 1.]
[ 1., .75, 1., 1., .50, .50, 1.]
[ 1., 1., .75, 1., .50, .50, 1.]
[ 1., 1., 1., 1., .60, .60, 1.]
[.50, .50, .50, .60, 1., 1., .60]
[.50, .50, .50, .60, 1., 1., .60]
[ 1., 1., 1., 1., .60, .60, .73]
```

35. Temporada= No pesca



[-1, -6, -21, -44, -55, -38, -11]
Criterio Hurwitz = verdadero

1= CIC, 2= CIO, 3= Cr, 4= M, 5= EI, 6= SP.

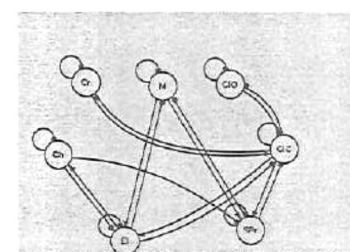
Matriz de la comunidad [A]

```
[ 3, 3, 3, -2, -1, -1]
[-3, 8, -3, 2, 1, 1]
[-3, -3, 8, 2, 1, 1]
[-2, -2, -2, 5, -3, -3]
[ 1, 1, 1, 3, 7, -4]
[ 1, 1, 1, 3, -4, 7]
```

Matriz pesada [W]

```
[ 1., 1., 1., 1., .33, .33]
[ 1., .67, 1., 1., .33, .33]
[ 1., 1., .67, 1., .33, .33]
[ 1., 1., 1., 1., .60, .60]
[.33, .33, .33, .60, 1., 1.]
[.33, .33, .33, .60, 1., 1.]
```

36. Temporada= Elasmobranquios



[-1, -7, -28, -70, -111, -109, -60, -14]
Criterio Hurwitz = verdadero

1= CIC, 2= CIO, 3= Cr, 4= M, 5= EI, 6= SP, 7= Ch.

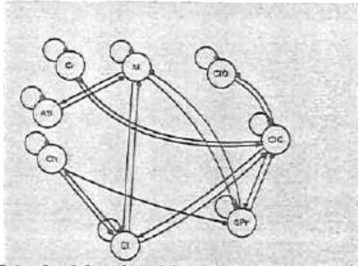
Matriz de la comunidad [A]

```
[ 4, 4, 4, -2, 0, -2, 2]
[-4, 10, -4, 2, 0, 2, -2]
[-4, -4, 10, 2, 0, 2, -2]
[-2, -2, -2, 8, 0, -6, 6]
[ 1, 1, 1, 3, 7, -4, -3]
[ 1, 1, 1, 3, -7, 10, -3]
[ 1, 1, 1, 3, 7, -4, 11]
```

Matriz pesada [W]

```
[.67, .67, .67, .50, 0., .50, .33]
[.67, .50, .67, .50, 0., .50, .33]
[.67, .67, .50, .50, 0., .50, .33]
[.50, .50, .50, .80, 0., .75, .60]
[.33, .33, .33, .60, 1., 1., .27]
[.20, .20, .20, .27, 1., 1., .27]
[.33, .33, .33, .60, 1., 1., .73]
```

37. Temporada= Elasmobranchios y Moluscos



[-1, -8, -36, -104, -201, -260, -216, -104, -22]
 Criterio Hurwitz = verdadero
 1= CIC, 2= CIO, 3= Cr, 4= M, 5= EI, 6= SPr,
 7= Ch, 8= AS.

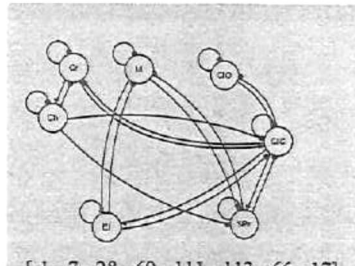
Matriz de la comunidad [A]

[6, 6, 6, -2, 0, -4, 4, 2]
 [-6, 16, -6, 2, 0, 4, -4, -2]
 [-6, -6, 16, 2, 0, 4, -4, -2]
 [-2, -2, -2, 8, 0, -6, 6, -8]
 [2, 2, 2, 3, 11, -5, -6, -3]
 [2, 2, 2, 3, -11, 17, -6, -3]
 [2, 2, 2, 3, 11, -5, 16, -3]
 [-2, -2, -2, 8, 0, -6, 6, 14]

Matriz pesada [W]

[.75, .75, .75, .50, 0, .67, .50, .50]
 [.75, .57, .75, .50, 0, .67, .50, .50]
 [.75, .75, .57, .50, 0, .67, .50, .50]
 [.50, .50, .50, .80, 0, .75, .60, .80]
 [.50, .50, .50, .60, 1., 1., .38, .60]
 [.25, .25, .25, .27, 1., 1., .38, .27]
 [.50, .50, .50, .60, 1., 1., .80, .60]
 [.50, .50, .50, .80, 0, .75, .60, .54]

38. Temporada= Crustáceos



[-1, -7, -28, -69, -111, -113, -66, -17]
 Criterio Hurwitz = verdadero
 1= CIC, 2= CIO, 3= Cr, 4= M, 5= EI, 6=
 SPr, 7= Ch.

Matriz de la comunidad [A]

[6, 6, 1, -4, -2, -2, -5]
 [-6, 11, -1, 4, 2, 2, 5]
 [-3, -3, 8, 2, 1, 1, -6]
 [-5, -5, 2, 9, -4, -4, 7]
 [1, 1, 3, 5, 11, -6, 2]
 [4, 4, -5, 3, -7, 10, -9]
 [-3, -3, 8, 2, 1, 1, 11]

Matriz pesada [W]

[1., 1., .11, 1., .33, .33, .56]
 [1., .41, .11, 1., .33, .33, .56]
 [1., 1., .67, 1., .33, .33, .33]
 [1., 1., .25, .82, .33, .40, .78]
 [.14, .14, .33, .45, .73, .75, .20]
 [.50, .50, .45, .27, .78, .71, .69]
 [1., 1., .67, 1., .33, .33, .73]

Anexo V. Tablas de predicción desglosadas de las estrategias de manejo examinadas.

Ejemplo 1. Recuperación de la captura incidental carnívora.

Grupo	A	B	C	D	E	F	G	H
Modelos	1 - 3	4 - 8	9 - 13	14 - 20	21 - 23	24 - 28	29 - 33	34 - 38
Indicadores de Estado								
CIO	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
Cr	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓
M	NA	NA	↓	↓ / ↓ *(16,17)	NA	↓	NA	↓
Es	↑	↑ / ↑ ⁽⁵⁾	NA	↑	0 / ↑ *(21)	↑ ⁽²⁸⁾ / ↑ *	0 / ↑ ⁽³³⁾	NA
El	NA	↑ / ↑ ⁽⁵⁾	↑	↑ / ↑ *(16,17)	NA	NA	↑ / ↑ ⁽³⁰⁾	↑ / ↑ ^(35, 36)
SPr	NA	NA	NA	NA	↑	↑	↑ / ↑ ⁽³⁰⁾	↑ * / ↑ ⁽³⁴⁾
Indicadores de presión								
AS	NA	NA	↓	↓ / ↓ ⁽¹⁷⁾	NA	↓	NA	↓
Ch	NA	↑ / ↓ ⁽⁸⁾	↓ / ↑ ⁽¹³⁾	↑ / ↓ ⁽²⁰⁾	NA	↓ ⁽²⁸⁾ / ↑ *	0 / ↑ ⁽³⁰⁾ / ↓ ⁽³³⁾	↑ / ↑ ⁽³⁶⁾
RAr	↓ / ↑ ⁽³⁾	↑ ⁽⁴⁾ / ↓ ⁽⁸⁾ / ↑ *	NA	↑ / ↓ ⁽²⁰⁾	↓ / 0 ⁽²³⁾	↓ ⁽²⁸⁾ / ↑ *	0 / ↓ ⁽³³⁾	NA

Cr= Crustáceos; M= Moluscos; Es= Escama; El= Elasmobranquios; CIO= Captura incidental omnívora; SPr= Especies protegidas; AS= Artes Selectivas; Ch= Chinchorro; RAr= Red de Arrastre; ⁽¹⁾ Proporción de modelos que sugieren la respuesta; NA= Escenarios donde este indicador no se encuentra; * = Predicción no significativa (PP<0.4); ↑ = Respuesta positiva; ↓ = Respuesta negativa; 0= Sin cambio.

Ejemplo 2. Recuperación de las poblaciones de especies protegidas.

Grupo	E	F	G	H
Modelos pesqueros	21 - 23	24 - 28	29 - 33	34 - 38
Indicadores de estado				
CIO	0	0	0 / ↑ ^(29, 30)	↑ / ↑ ^(35, 38)
Cr	0	0	0 / ↑ ^(29, 30)	↑ / ↑ ^(35, 38)
M	NA	↓	NA	↓
CIC	0	0	0 / ↓ ^(29, 30)	↓ / ↓ ^(35, 38)
Es	↓	↓	↓	NA
El	NA	NA	0 / ↑ ^(29, 30)	↓
Indicadores de presión				
AS	NA	↓	NA	↓
Ch	NA	↓ / 0 ⁽²⁸⁾	↓ / 0 ⁽³³⁾	↓ / ↑ ⁽³⁸⁾
RAr	0 / ↓ ⁽³⁾	↓ / 0 ⁽²⁸⁾	↓ / 0 ⁽³³⁾	NA

Cr= Crustáceos; M= Moluscos; Es= Escama; El= Elasmobranquios; CIO= Captura incidental omnívora; CIC= Captura incidental carnívora; AS= Artes Selectivas; Ch= Chinchorro; RAr= Red de Arrastre; ⁽¹⁾ Proporción de modelos que sugieren la respuesta; NA= Escenarios donde este indicador no se encuentra; * = Predicción no significativa (PP<0.4); ↑ = Respuesta positiva; ↓ = Respuesta negativa; 0= Sin cambio.

Ejemplo 3. Disminución en el número de chinchorros.

Grupos	B	C	D	F	G	H
Modelos pesqueros	4 - 6 y 8	11 - 13	14-18 y 20	24, 25 y 28	29-31 y 33	36 - 38
Indicadores de estado						
CIO	0 ⁽⁵⁾ /↓*	↓ ⁽¹³⁾ /↓*	↓ ^(14, 15) /↑* ⁽¹⁸⁾ /↓*	0/↓* ⁽²⁴⁾	0 ⁽²⁹⁾ /↓* ⁽³⁰⁾ /↑*	↑ ⁽³⁷⁾ /↓ ⁽³⁸⁾ /↑*
Cr	0 ⁽⁵⁾ /↑ ⁽⁸⁾ /↑*	↑ ⁽¹³⁾ /↓*	↓ ^(14, 15) /↑* ⁽¹⁸⁾ /↓*	0/↑* ⁽²⁴⁾	0 ⁽³⁰⁾ /↑ ⁽³³⁾ /↓*	↑ ⁽³⁷⁾ /↑*
M	NA	↓	↑ ^(14, 15) /↓* ⁽¹⁸⁾ /↓* ⁽¹⁶⁾ /↑*	↓	NA	↓
CIC	0 ⁽⁸⁾ /↑*	↑ ⁽¹³⁾ /↑*	↑ ^(14, 15) /↓* ⁽¹⁸⁾ /↑*	0/↑* ⁽²⁴⁾	0 ⁽²⁹⁾ /↓* ⁽³⁰⁾ /↑*	↓ ⁽³⁷⁾ /↑ ⁽³⁸⁾ /↓*
Es	↑	NA	↑/↑* ⁽¹⁷⁾	↑ ⁽²⁸⁾ /↑*	0/↑* ⁽³³⁾	NA
EI	↓ ⁽⁴⁾ /↑ ⁽⁵⁾ /↓*	↑	↓/↑ ⁽¹⁸⁾ /↑* ^(16, 17)	NA	0 ⁽²⁹⁾ /↑* ⁽³⁰⁾ /↓*	↓ ⁽³⁸⁾ /↑*
SPr	NA	NA	NA	↑	↑	↑/↑* ⁽¹⁶⁾
Indicadores de presión						
AS	NA	↓	↑/↓* ⁽¹⁷⁾	↑	NA	↓
RAr	↑	NA	↑	↑*/↑ ⁽²⁸⁾	0/↑ ⁽³¹⁾	NA

Cr= Crustáceos; M= Moluscos; Es= Escama; EI= Elasmobranchios; CIO= Captura incidental omnívora; CIC= Captura incidental carnívora; SPr= Especies protegidas; AS= Artes Selectivas; RAr= Red de Arrastre ⁽¹⁾ Proporción de modelos que sugieren la respuesta; NA= Escenarios donde este indicador no se encuentra; *= Predicción no significativa (PP<0.4); ↑= Respuesta positiva; ↓= Respuesta negativa; 0= Sin cambio.

Ejemplo 4. Disminución en la pesca de arrastre

Grupos	A	B	D	E	F	G
Modelos pesqueros	1 y 2	4, 5 y 8	14 - 18	21 y 22	24, 25 y 28	29, 30 y 33
Indicadores de Estado						
CIO	0 ⁽²⁾ /↓*	↑ ⁽⁵⁾ /↑*	↑/↑* ⁽¹⁸⁾	0 ⁽²²⁾ /↓*	0 ⁽²⁵⁾ /↑ ⁽²⁸⁾ /↓	↑*
Cr	0 ⁽²⁾ /↑	↓ ⁽⁵⁾ /↑ ⁽⁸⁾ /↑*	↑	0 ⁽²²⁾ /↑	0 ⁽²⁵⁾ /↑	↑*
M	NA	NA	↓/↓* ^(16, 17)	NA	↑ ⁽²⁵⁾ /↑*/↓* ⁽²⁸⁾	NA
CIC	0 ⁽²⁾ /↑*	↓ ⁽⁵⁾ /↓*	↓/↓* ⁽¹⁸⁾	0 ⁽²²⁾ /↑*	↓/0 ⁽²⁵⁾ /↑ ⁽²⁸⁾	↓*
Es	↑	↑ ⁽⁴⁾ /↑*	↑ ^(14, 16) /↑*	↑	↑/↑* ⁽²⁸⁾	↑/↑* ⁽³³⁾
EI	NA	↑/↑* ⁽⁵⁾	↑/↑* ^(16, 17)	NA	NA	↑ ⁽³³⁾ /↑*
SPr	NA	NA	NA	↑	0 ⁽²⁵⁾ /↓*/↑* ⁽²⁸⁾	↓*
Indicadores de Presión						
AS	NA	↓	↑/↓* ⁽¹⁷⁾	NA	NA	↓
Ch	NA	↑	↑	NA	↑	↑

Cr= Crustáceos; M= Moluscos; Es= Escama; EI= Elasmobranchios; CIO= Captura incidental omnívora; CIC= Captura incidental carnívora; SPr= Especies protegidas; ⁽¹⁾ Proporción de modelos que sugieren la respuesta; NA= Escenarios donde este indicador no se encuentra; *= Predicción no significativa (PP<0.4); ↑= Respuesta positiva; ↓= Respuesta negativa; 0= Sin cambio.

Anexo VI. Glosario

Autoregulaciones. Interacciones no incluidas en los modelos por los objetivos del estudio, pero que influyen en la dinámica de la variable. Gráficamente son conexiones negativas o positivas cuyo inicio y final es la misma variable (Puccia y Levins, 1985).

Comunidad: Biota (organizada por especies) que tienen intereses o características en común (Keller y Golley, 2000).

Comunidad biológico-pesquera: Especies del área de estudio que son afectadas directamente por la pesca y que son relacionadas tróficamente.

Ecología del paisaje. Disciplina de la ecología que estudia los efectos recíprocos entre los patrones espaciales y procesos ecológicos (Turner *et al.*, 2001).

Ecosistema: Sistema natural que contiene al menos dos partes: biota y medio ambiente (Keller y Golley, *op cit.*).

Escenario. Condiciones creadas por la implementación de una estrategia de manejo.

Estabilidad. Capacidad de un sistema de regresar a los niveles de equilibrio que prevalecían antes de un disturbio (Puccia y Levins, *op cit.*).

Fragmento pesquero. Área con una dinámica pesquera e intereses de protección particulares. Generada a partir de la sobreposición de las zonas prioritarias para conservación y de interés para la pesca artesanal e industrial

Impacto o disturbio. Proceso o variable de naturaleza externa que influye en el sistema, pero no es influenciada por el sistema (Turner *et al.*, *op cit.*).

Indicador. Parámetro o valor derivado de una o de diferentes variables que provee información acerca de un fenómeno o proceso (OECD, 1993).

Indicador pesquero. Variables que aportan información sobre el estado de los recursos explotados y los procesos de aprovechamiento pesquero.

Indicador de estado o de recursos biológicos: Grupos de especies que de alguna forma se relacionan directamente con la pesca, y que están referidas en datos oficiales de las pesquerías comerciales y literatura local especializada.

Modelo: Representaciones simplificadas y abstractas del sistema o proceso estudiado (Turner *et al.*, 2001).

Paisaje. Área que es espacialmente homogénea en al menos un factor de interés. Unidad de trabajo de la ecología del paisaje (Turner *et al.*, *op cit.*).

Paisaje pesquero. Fragmentos pesqueros una dinámica pesquera similar (presencia de pesquerías comerciales: Cr, M, Es y El).

Regionalización: Concepto empleado para simplificar el análisis de grandes extensiones geográficas en áreas de dimensiones menores y con atributos compartidos (Seelbach *et al.*, 2002).

Sistema: Entidad organizada en la cual los subsistemas interconectados crean una unidad que tiene características propias; propiedades que no son predecibles a partir del análisis independiente de las partes o interconexiones del sistema (Keller y Golley, 2000).

Supuestos: Asunciones teóricas en los modelos. Son requeridos para llenar los vacíos ocasionados por un conocimiento incompleto (Turner *et al.*, *op cit.*).