



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



**ANÁLISIS BIOECONÓMICO Y ECOSISTÉMICO
DE LA PESCA INDUSTRIAL DE CAMARÓN Y
PESQUERÍAS ARTESANALES EN EL
SURESTE DEL GOLFO DE CALIFORNIA,
MÉXICO**

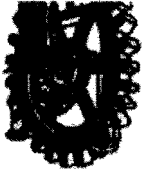
TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN CIENCIAS EN
BIOECONOMÍA PESQUERA Y ACUÍCOLA**

PRESENTA

JUAN CARLOS HERNÁNDEZ PADILLA

LA PAZ, B.C.S., ENERO DE 2017



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S. siendo las 12:00 horas del día 10 del mes de Enero del 2017 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis titulada:

"ANÁLISIS BIOECONÓMICO Y ECOSISTÉMICO DE LA PESCA INDUSTRIAL DE CAMARÓN Y PESQUERÍAS ARTESANALES EN EL SURESTE DEL GOLFO DE CALIFORNIA, MÉXICO"

Presentada por el alumno:

HERNÁNDEZ

PADILLA

JUAN CARLOS

Apellido paterno

materno

nombre(s)

Con registro:

A	1	3	0	5	5	2
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante de:

DOCTORADO EN CIENCIAS EN BIOECONOMÍA PESQUERA Y ACUÍCOLA

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

LA COMISION REVISORA

Directores de Tesis

DR. FRANCISCO ARREGUÍN SÁNCHEZ
Director de Tesis

DR. MANUEL JESÚS ZETINA REJÓN
2º. Director de Tesis

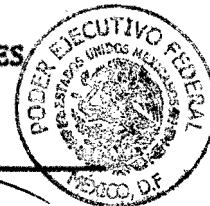
DR. GERMIÁN PONCE DÍAZ

DR. JUAN CARLOS SEJO GUTIÉRREZ

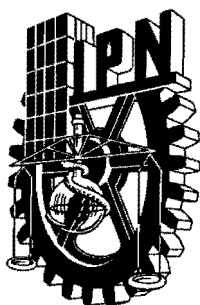
DRA. SILVIA SAÍAS MÁRQUEZ

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES

DRA. MARÍA MARGARITA CASAS VALDEZ



I.P.N.
CICIMAR
DIRECCIÓN



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

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 12 del mes de Enero del año 2017

El (la) que suscribe MC. JUAN CARLOS HERNÁNDEZ PADILLA Alumno (a) del Programa

DOCTORADO EN CIENCIAS EN BIOECONOMÍA PESQUERA Y ACUÍCOLA

con número de registro A130552 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

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

DR. FRANCISCO ARREGUÍN SÁNCHEZ Y DR. MANUEL JESÚS ZETINA REJÓN

y cede los derechos del trabajo titulado:

"ANÁLISIS BIOECONÓMICO Y ECOSISTÉMICO DE LA PESCA INDUSTRIAL DE CAMARÓN

Y PESQUERÍAS ARTESANALES EN EL SURESTE DEL GOLFO DE CALIFORNIA, MÉXICO"

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

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Éste, puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: jchpadilla@gmail.com - farregui@ipn.mx - mjzetina@gmail.com

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

MC. JUAN CARLOS HERNÁNDEZ PADILLA

Nombre y firma del alumno

“Las clases opacan la mente...le quitan el potencial creativo al estudiante”

(John Nash)

Un banquero americano estaba en el muelle de un pueblito caribeño, cuando llego un botecito con un solo pescador. Dentro del bote había varios atunes amarillos de buen tamaño.

El americano elogió al pescador por la calidad del pescado y le preguntó cuánto tiempo le había tomado pescarlos. El pescador respondió que sólo un rato. El americano le preguntó que por qué no permanecía más tiempo y sacaba más pescado. El pescador contesto que él tenía lo suficiente para satisfacer las necesidades inmediatas de su familia. El americano le preguntó qué hacía con el resto de su tiempo. El pescador contesto:

“Duermo hasta tarde, pesco un poco, juego con mis hijos, hago siesta con mi señora, voy todas las noches al pueblo donde tomo vino y toco guitarra con mis amigos.” Tengo una vida agradable y ocupada.

El americano replicó: “Soy graduado de Harvard y podría ayudarte”

“Deberías gastar más tiempo en la pesca y, con los ingresos, comprar un bote más grande y, con los ingresos del bote más grande, podrías comprar varios botes; eventualmente tendría una flota de botes pesqueros. En vez de vender el pescado a un intermediario lo podrías hacer directamente a un procesador y, eventualmente abrir tu propia procesadora. Deberías controlar la producción, el procesamiento y la distribución. Deberías salir de este pueblo e irte a la Capital, donde manejarías tu empresa en expansión”.

El pescador le preguntó: “¿Pero cuánto tiempo tardaría todo eso...?”

A lo cual respondió el americano: “Entre 15 y 20 años”.

“Y luego qué”, pregunto el pescador.

El americano se rio y dijo que esa era la mejor parte. “Cuando llegue la hora deberías vender las acciones de tu empresa al público. ¡Te volverías rico...tendrías millones!”

“¿Millones...y luego qué?”

“Luego te puedes retirar. Te mudas a un pueblito en la costa donde puedes dormir hasta tarde, pescar un poco, jugar con tus hijos, hacer siesta con tu mujer, ir todas las noches al pueblo donde tomas vino y tocar guitarra con tus amigos”.

Y el pescador respondió:

“¿Y acaso eso no es lo que ya tengo?”

Cuántas vidas desperdiciadas buscando lograr una felicidad que ya se tiene pero que muchas veces no vemos.

La historia de un pescador

DEDICATORIA

*A dios por ser el motor de todas las cosas que hago,
a quien ofrezco todo lo que soy
y en lo que me ha convertido.*

*A mi madre María Padilla, mis hermanos Noé y Víctor Hernández,
Además de mí cuñada Ana quienes han sido ese pilar
y me han brindado todo su cariño y apoyo incondicional.
Honestamente no tengo palabras de agradecimiento para ustedes.
Los amo.*

Un hijo nunca olvida.

AGRADECIMIENTOS

Al CONACyT y al Programa Institucional de Formación de Investigadores del Instituto Politécnico Nacional (BEIFI-IPN) por el apoyo económico otorgado durante estos cuatro años.

Al CICIMAR-IPN que por medio de la Dra. Margarita Casas me abrieron las puertas de esta gran institución para formarme profesionalmente durante seis años. Además, por los momentos compartidos y las enseñanzas transmitidas durante mi periodo de representante estudiantil.

Al Dr. Francisco Arreguín-Sánchez y al Dr. Manuel Zetina-Rejón por la dirección en este trabajo doctoral, sus sabios consejos en los momentos difíciles por los que pase y las cátedras impartidas hacia mi persona. Pero sobre todo, por la amistad que demostraron. Por todo, muchas gracias.

Al comité tutorial y evaluador: Dr. Juan Carlos Seijo-Gutiérrez por sus consejos y recomendaciones para mejorar el trabajo escrito, por sus excelentes cátedras y por todos los momentos compartidos tanto en Mérida y La Paz; esas cenas que nos brindó en su casa y con su familia, me quedo sin comentarios doc. A la Dra. Silvia Salas por su amistad, consejos y las experiencias compartidas. Al Dr. Andrés Cisneros-Montemayor por la atención brindada en todo momento desde su incursión dentro de mi comité y los atinados comentarios para mejorar mi trabajo.

A los amigos con quienes compartí momentos muy lindos y de los cuales aprendí mucho (Ania, Casandra, Jessica, Ari, Fátima, Uliánov (pláticas de trabajo compartidas) y Marisol). Hicieron que este periodo fuera muy especial y del cual disfrute mucho. A los jugadores del equipo de futbol de CICIMAR-IPN y con especial cariño y respeto al D.T. Enrique Arcos-Huitrón con quien compartí triunfos y tristezas y por la amistad de todos estos años. A Shelley quien me brindo su amistad y por todas esas pláticas. A los amigos del alma que me demostraron que la amistad traspasa barreras geográficas y que siempre se puede contar con ellos: Norberto alias el "FIÑE" eres un singao, Fabián y Margarita Rosa, Mónica Thelma, Michelle y Marjorie.

Con amor, afecto y un cariño especial a **Norineli Almanza Martínez** a quien tuve la gran fortuna de conocer, por toda tu paciencia y comprensión en mis momentos de estrés y de enfermedad; y sobre todo tu cariño y ternura. Sé que has sacrificado muchas cosas pero hare que todo ello valga la pena. TE AMO.

ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
ÍNDICE DE TABLAS	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
GLOSARIO	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
RESUMEN	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
ABSTRACT	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
CAPÍTULO 1. ANTECEDENTES Y DESCRIPCIÓN GENERAL	1
1.1 Introducción General	2
1.2 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	5
1.3 OBJETIVOS	5
1.3.1 <i>General:</i>	5
1.3.2 <i>Particulares:</i>	6
1.4 ANTECEDENTES	6
1.5 METODOLOGÍA GENERAL	10
1.5.1 <i>Área de Estudio</i>	10
1.5.2 <i>Origen de la información</i>	12
1.5.3 <i>Análisis de datos</i>	14
CAPÍTULO 2. COMPORTAMIENTO TEMPORAL DE LA RENTA DEL RECURSO DERIVADA DE LAS PESQUERÍAS ARTESANALES E INDUSTRIA DE CAMARÓN.	16
2.1 INTRODUCCIÓN	17
2.2 ANÁLISIS DE DATOS	19
2.3 RESULTADOS	23
2.3.1 <i>Tendencia de la Captura y CPUE de las pesquerías</i>	23
2.3.2 <i>Renta del recurso generada por las pesquerías del sureste del Golfo de California</i>	28
2.4 DISCUSIÓN	41
CAPÍTULO 3. IMPLICACIONES DE LA VARIABILIDAD AMBIENTAL SOBRE LA ORGANIZACIÓN DEL ECOSISTEMA SURESTE DEL GOLFO DE CALIFORNIA.	48
3.1 INTRODUCCIÓN	49

3.2 METODOLOGÍA	50
3.2.1 <i>Influencia de las variables ambientales sobre la CPUE.....</i>	50
3.2.2 <i>Modelo trófico base.....</i>	52
3.2.3 <i>Simulaciones temporales en Ecopath con Ecosim.....</i>	52
3.2.4 <i>Calibración del modelo Ecosim base</i>	53
3.2.5 <i>Indicador de sostenibilidad y grado del orden del ecosistema</i>	54
3.2.6 <i>Análisis de los datos</i>	57
3.3 RESULTADOS.....	59
3.3.1 <i>Modelación Estadística de la CPUE.....</i>	59
3.3.2 <i>Calibración del modelo Ecopath base.....</i>	60
3.3.3 <i>Indicadores de ecosistema en estado actual (2006-2011).....</i>	62
3.3.4 <i>Variación ambiental observada sobre la sostenibilidad del ecosistema</i>	63
3.3.5 <i>Efecto del cambio climático sobre la auto-organización del ecosistema.....</i>	65
3.4 DISCUSIÓN	69
CAPÍTULO 4. ESTRATEGIAS DE MANEJO MULTIESPECÍFICAS BASADAS EN TASAS DE CAPTURA A TRAVÉS DE UN MODELO ECOSISTÉMICO Y CAMBIO CLIMÁTICO.....	75
4.1 INTRODUCCIÓN	76
4.2 METODOLOGÍA	77
4.2.1 <i>Optimización de tasas de captura.....</i>	77
4.2.2 <i>Análisis de datos</i>	79
4.3 RESULTADOS.....	79
4.4 DISCUSIÓN	87
5. DISCUSIÓN GENERAL	92
6. CONCLUSIONES GENERALES	100
BIBLIOGRAFÍA.....	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
ANEXOS	120

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Área de estudio del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa.	12
Figura 2. Representación de los sitios de desembarque de la flota artesanal en el sureste del Golfo de California donde se realizaron las encuestas.	20
Figura 3. Tendencia de la captura por unidad de esfuerzo (t/embarcación) de la pesquería industrial de camarón en el sureste del Golfo de California durante 2006 a 2014.	24
Figura 4. Tendencia de la CPUE (t/embarcación) de las pesquerías ribereñas del sureste del Golfo de California durante 2006 a 2014: a) camarón, b) tiburón, c) langosta, d) huachinango, e) sierra, f) robalo y g) ostión.	27
Figura 5. Renta del recurso por embarcación por año derivada de la pesquería industrial de camarón en el sureste del Golfo de California durante el periodo 2006-2014.	30
Figura 6. Renta del recurso para el total de embarcaciones por año derivada de la pesquería ribereña de camarón en el sureste del Golfo de California durante el periodo 2006-2011.	32
Figura 7. Renta del recurso para el total de embarcaciones por año derivada de la pesquería ribereña de tiburón en el sureste del Golfo de California durante el periodo 2006-2011.	33
Figura 8. Renta del recurso para el total de embarcaciones por año derivada de la pesquería artesanal de Langosta en el sureste del Golfo de California durante el periodo 2006-2011.	35
Figura 9. Renta del recurso para el total de embarcaciones por año derivada de la pesquería artesanal de Huachinango en el sureste del Golfo de California durante el periodo 2006-2011.	36

Figura 10. Renta del recurso para el total de embarcaciones por año derivada de la pesquería ribereña de sierra en el sureste del Golfo de California durante el periodo 2006-2011. 37

Figura 11. Renta del recurso por flota por año derivada de la pesquería ribereña de robalo en el sureste del Golfo de California durante el periodo 2006-2011..... 39

Figura 12. Renta del recurso para el total de embarcaciones por año derivada de la pesquería ribereña de ostión en el sureste del Golfo de California durante el periodo 2006-2011. 40

Figura 13. Relación teórica entre la capacidad de auto-organización de un ecosistema con respecto al cambio en su orden (entropía). 56

Figura 14. Ajuste de la biomasa observada a partir del modelo Ecopath con Ecosim sobre los grupos funcionales de Ariidae, Sciaenidae, Palinura, Mugilidae, Gerreidae, Bivalvia y Lutjanidae. SS representa la suma de cuadrados que genera de cada grupo funcional. 61

Figura 15. Trayectoria de cambio del indicador de sostenibilidad en el ecosistema sureste del Golfo de California durante el periodo 2006-2011. a) La línea en negro representa la relación teórica entre el grado de orden del ecosistema y el potencial de auto-organización; mientras que los puntos en rojo las estimaciones anuales del potencial de auto-organización durante el periodo 2006-2011. b) cambios de A/C en el periodo 2006-2011. 62

Figura 16. Tendencia histórica de las anomalías del PDO (por sus siglas en inglés; línea en rojo) durante el periodo de 1910-2013. La línea en azul representa los valores medios de las anomalías con un coeficiente de variación del 10%. 64

Figura 17. Límites de variación de la capacidad de auto-organización con respecto al grado de orden del ecosistema bajo condiciones de estabilidad ambiental. Se tomó como referencia el periodo más largo de estabilidad ambiental, 1943-1976 (33 años). 64

Figura 18. Comportamiento de la capacidad de auto-organización del ecosistema sureste del Golfo de California a lo largo del periodo 2006-2100 bajo el efecto del

cambio climático tomando como referencia las proyecciones del PDO. La línea en azul representa periodos distintos del indicador de auto-organización. 65

Figura 19. Comparación de la biomasa por grupo funcional del sureste del Golfo de California en los periodos 1 (a), periodo 2 (b) y periodo 4 (c) donde el indicador de Potencial de auto-organización fue similar. 66

Figura 20. Trayectoria de cambio de la capacidad de auto-organización del ecosistema sureste del Golfo de California con respecto al grado de orden del ecosistema bajo el efecto del cambio climático..... 67

Figura 21. Relación entre el indicador de Potencial de auto-organización y Resiliencia proveniente de las simulaciones realizadas para el periodo 2006-2100. 68

Figura 22. Relación entre el indicador de Robustez y la Resiliencia del ecosistema proveniente de las simulaciones realizadas para el periodo 2006-2100. 68

Figura 23. Relación entre la tasa de descuento y la tasa de captura de los valores optimizados de la función objetivo de renta. a) pesquería industrial de camarón, b) pesquería artesanal de tiburón, c) pesquería artesanal de langosta y d) pesquería artesanal de sierra. La línea horizontal (valor de 1) representa el escenario base de no incremento ni disminución de la tasa de captura, por arriba del valor uno son incrementos y por debajo disminuciones proporcionales del esfuerzo pesquero. 83

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Captura total y esfuerzo (embarcaciones) derivado de la pesquería industrial de camarón en el sureste del Golfo de California para el periodo 2006-2014.....	24
Tabla 2. Captura total y esfuerzo (embarcaciones) derivado de las pesquerías ribereñas de camarón, tiburón, langosta, huachinango, sierra, robalo y ostión en el sureste del Golfo de California durante 2006-2011.....	25
Tabla 3. Parámetros bioeconómicos de la pesquería industrial de camarón en el sureste del Golfo de California correspondientes al año 2013.	28
Tabla 4. Ingresos y costos totales por embarcación por año derivado de la pesquería industrial de camarón en el sureste del Golfo de California. Los ingresos totales incluyen el valor del camarón, bycatch, retorno del IVA y el subsidio del diésel. Los costos totales incluyen costos fijos, de operación y el costo de oportunidad de capital.....	29
Tabla 5. Parámetros bioeconómicos de las pesquerías ribereñas en el sureste del Golfo de California correspondiente al año 2013.	31
Tabla 6. Renta del recurso por embarcación por año derivada de la pesquería ribereña de camarón durante el periodo 2006-2011 en el sureste del Golfo de California.	32
Tabla 7. Renta del recurso por embarcación por año derivada de la pesquería ribereña de tiburón durante el periodo 2006-2011 en el sureste del Golfo de California.	33
Tabla 8. Renta del recurso por embarcación por año derivada de la pesquería ribereña de langosta durante el periodo 2006-2011 en el sureste del Golfo de California.	34
Tabla 9. Renta del recurso por embarcación por año derivada de la pesquería ribereña de huachinango durante el periodo 2006-2011 en el sureste del Golfo de California. ..	36
Tabla 10. Renta del recurso por embarcación por año derivada de la pesquería ribereña de sierra durante el periodo 2006-2011 en el sureste del Golfo de California.	37

Tabla 11. Renta del recurso por embarcación por año derivada de la pesquería ribereña de robalo durante el periodo 2006-2011 en el sureste del Golfo de California. 38

Tabla 12. Renta del recurso por embarcación por año derivada de la pesquería ribereña de ostión durante el periodo 2006-2011 en el sureste del Golfo de California. 40

Tabla 13. Indicadores de ecosistema en estado actual de ecosistema. 63

Tabla 14. Tasas de captura de la flota industrial de camarón y pesquerías artesanales del sureste del Golfo de California, asociadas a una tasa de descuento y función objetivo correspondientes a la optimización de la renta neta de los recursos. Los valores <1 implican reducción proporcional de la tasa de captura, valores >1 incrementos de la misma y un valor de 0 reducción del 100% de la tasa de captura. 81

Tabla 15. Tasas de captura de la flota industrial de camarón y pesquerías artesanales del sureste del Golfo de California, asociadas a una tasa de descuento y función objetivo correspondientes a la optimización del Beneficio social de estas. Los valores <1 implican reducción proporcional de la tasa de captura, valores >1 incrementos de la misma y un valor de 0 reducción del 100% de la tasa de captura. 85

Tabla 16. Valores optimizados de la función objetivo de Estructura del ecosistema usando diferentes tasas de descuento desde 0 hasta 1 sobre las pesquerías industrial de camarón y ribereñas del ecosistema sureste del Golfo de California. Los valores de cada flota asociados a una tasa de descuento y peso de la función objetivo representan tasas de captura. Valores <1 implican reducción proporcional de la tasa de captura mientras que los >1 incrementos de la misma. 86

GLOSARIO

Acceso abierto: en pesquerías, es una condición en la cual no existen derechos de propiedad sobre el recurso o áreas específicas de pesca, de tal manera que un pescador no puede limitar la entrada de otros pescadores a la pesquería. La principal consecuencia de esta condición es la sobreexplotación de los recursos.

Bioeconomía pesquera: campo del conocimiento que estudia la biología y la ecología del recurso con la economía del comportamiento del pescador.

Bycatch: todas aquellas especies o recursos, además del material inerte como detritus, que no son objetivo de pesca pero que son capturados durante la faena.

Cambio climático: variabilidad climática que se manifiesta en un conjunto de grandes y rápidos cambios provocados en el clima por el aumento o descenso de la temperatura del planeta y otras variables, aparentemente de forma natural.

Costos de operación: son aquellos en los que se incurre cuando se sale a pescar como costos de combustible, avituallamiento, reparación de equipo de pesca y embarcaciones, entre otros.

Costos de oportunidad de capital: es lo que pudo haber generado ese capital en la siguiente mejor alternativa de inversión. Para realizar la estimación de este costo es necesario contar con información de los costos de inversión correspondientes a la embarcación, motor, artes de pesca y otros equipos.

Costos fijos: son aquellos en los que se incurre independientemente de si se decide salir a pescar como gastos de administración, pago de seguros, infonavit, pago de permiso de pesca, entre otros.

Costos totales: se incluye a los costos fijos, de operación y el costo de oportunidad de capital.

Derechos de propiedad: son los derechos otorgados por ley a una persona física o moral para la explotación de recursos pesqueros específicos incluso en áreas

particulares de pesca. Estos derechos deben ser completamente especificados, exclusivos, transferibles y efectivamente vigilables.

Estabilidad de los ecosistemas: es una condición en la cual el ecosistema mantiene sus características de estructura, organización y función bajo ciertos intervalos de variación después de una perturbación.

Grado de orden del ecosistema (A/C): es el grado de organización y desarrollo que presenta el ecosistema en un momento específico o a lo largo de un periodo. Este indicador se mide en valores adimensionales que van desde 0 hasta 1, donde ecosistemas poco ordenados y con exceso de overhead se ubican en valores cercanos a 0 y ecosistemas con características contrarias en valores cercanos a 1.

Inflación: es aumento generalizado y sostenido del precio de los bienes y servicios existentes en el mercado durante un periodo de tiempo, generalmente un año.

Modelo trófico de ecosistema: es una representación simplificada de la distribución e intensidad de los flujos de energía entre los componentes del ecosistema en cuestión.

Valor de la captura: son los ingresos que recibe una cooperativa a un pescador en particular procedente de la venta de sus productos. Se calcula como el producto de la captura por el precio de venta.

Overhead: energía en reserva del ecosistema que es usada cuando éste fue sometido algún tipo de perturbación y que le permitirá mantener sus características estructurales y de organización funcionales.

Pesca ribereña multiespecífica: es la actividad que realizan los pescadores cerca de la costa a bordo de embarcaciones menores con motor fuera. La característica en común de esta actividad es el uso de múltiples artes de pesca, sitios de captura, lugares de desembarque y la captura de un gran número de recursos. Dado estas características se vuelve difícil su evaluación y manejo.

Procesos de auto-organización: mecanismos de respuesta propios del ecosistema en cuestión que responden a perturbaciones, ya sea de tipo natural o antrópicas, las cuales se manifiestan como cambios en la topología y organización del ecosistema.

Precios corrientes: son los precios de los bienes y servicios según su valor nominal y en el momento en el que son considerados. Al usarlos en una serie, éstos no necesitan de algún factor de corrección.

Precios constantes: son los precios usados a la largo de una serie y que normalmente son corregidos uno con respecto al otro mediante un factor de corrección, normalmente la inflación.

Renta del recurso: son las utilidades generadas por una pesquería una vez que los costos totales fueron descontados.

Resiliencia: es la capacidad de un ecosistema para regresar a su estado inicial después de una perturbación, ya sea de tipo natural o antrópica.

Subsidio: es un sistema en el cual a partir de estímulos económicos a lo largo de un tiempo determinado, se trata de estimular el consumo o la producción.

Tasa de interés real: es la tasa que se le pagaría a una persona física o moral si deciden mantener su dinero en el banco.

RESUMEN

Los esquemas de manejo basados en poblaciones se consideran débiles debido a que no incorporan criterios sociales, económicos, interacción entre flotas, captura incidental, relaciones tróficas entre los componentes de la captura, cambio climático entre otros. Particularmente las pesquerías ribereñas han sido pobremente documentadas a nivel global incluso muchas de estas operan en condiciones de acceso abierto. En la última década, el uso de enfoques holísticos ha sido ampliamente documentado para evaluar la integración de algunos de estos criterios y evaluar la viabilidad de posibles estrategias de manejo, vistas desde una perspectiva global del ecosistema y llevadas a nivel de poblaciones. Por tanto, en este estudio se propusieron algunas medidas de manejo para la pesquería industrial de camarón y artesanales del ecosistema sureste del Golfo de California con base en dos enfoques: 1) análisis bioeconómico y 2) ecosistémico tratando de generar un vínculo entre ellos. En este último, se consideró el efecto del cambio climático. Para evaluar el primer enfoque y particularmente las pesquerías artesanales se realizaron 68 encuestas en 5 localidades de la zona de estudio. En el caso de pesquería industrial de camarón se obtuvo información económica de un “Armador”. Con ello, se calculó la renta del recurso derivada de cada una de las pesquerías. El segundo enfoque se realizó a partir de un modelo trófico que representa las condiciones del ecosistema durante el periodo 2006-2007. En él, se consideraron los principales componente del ecosistema bentónico asociados a los arrastres camaroneros. Los principales resultados señalan que tanto la pesquería industrial de camarón como las artesanales operan bajo condiciones de insostenibilidad. Lo anterior debido al comportamiento de la renta de los recursos, ya que a lo largo de los periodos analizados no se generan ganancias sostenidas, excepto para las pesquerías de sierra y ostión. Si bien el ecosistema bajo el efecto del cambio climático muestra un decremento en su organización, no es con una tendencia hacia la degradación. Bajo este efecto se identificaron tres periodos con valores similares de auto-organización dentro de ellos pero estadísticamente diferentes entre sí.

ABSTRACT

Management schemes based on populations are considered weak because they don't incorporate interaction between fletes, bycatch, trophic relationships between components of capture, climate change and others criterias. Particularly, artisanal fisheries have been poorly documented globally even many of these operate under open access. In the last decade, the use of holistic approaches has been widely documented to evaluate the integration of some of these criteria and assess the feasibility of possible management strategies, seen from a global perspective of the ecosystem and carried level populations. Therefore, in this doctoral work some management strategies for industrial shrimp fishery and artisanal fisheries for the southeastern Gulf of California were proposed based on two approaches: 1) bioeconomic analysis and 2) ecosystem analysis. In the latter approach, it considers the effect of climate change. To evaluate the first approach, particularly artisanal fisheries 68 surveys were conducted in five locations in the study area. In the case of industrial shrimp fishery economic information it was obtained from an owner. Thus, resource rent was calculated for each fisherie. The second approach was made from an Ecopath trophic model that representing ecosystem conditions during the period 2006-2007. They were considered the main component of the benthic ecosystem associated with shrimp trawls. The main results indicate that industrial shrimp fishery and artisanal fisheries operate under unsustainability conditions. This is due to the behavior of resource rent, as throughout the periods analyzed not generate sustained profits, except for fisheries Scombridae and Bivalvia. While the ecosystem under the effect of climate change shows a trayectoria of change in your organization, is not with a trend towards degradation. Under this effect three periods with similar values of self-organization were identified within them but statistically different between these.

Capítulo 1. Antecedentes y descripción general

1.1 INTRODUCCIÓN GENERAL

Los métodos convencionales de evaluación y manejo de pesquerías tales como restricciones en las artes de pesca, temporadas de cierre o veda, áreas de cierre entre otras no abordan propiamente la causa del problema de la pesca en sistemas complejos (Saila, 1997; Wilen, 2006). Dicho problema en pesquerías tiene que ver con que no se generan derechos de propiedad sobre el recurso o áreas específicas de pesca para limitar y condicionar el acceso a los recursos pesqueros (Seijo *et al.*, 1997). Históricamente, las pesquerías han iniciado su explotación bajo una condición de acceso abierto, desde recursos destinados exclusivamente a la pesca deportiva hasta los capturados de forma comercial (Cox *et al.*, 2002; Long *et al.*, 2008). Una de las características de esta condición es, al inicio de la explotación se tendrán resultados económicamente favorables, por la alta abundancia del recurso, pero a medida que la demanda del producto aumenta y la tecnología reduce los costos totales, las pesquerías sufren una creciente presión del esfuerzo pesquero que es insostenible y lejos de su nivel óptimo (sobre-explotación). Las “carreras en la pesca” es una consecuencia de esta condición (Emery *et al.*, 2014).

Existen algunas medidas de manejo categorizadas en *controles de salida* (Captura Total Permissible, TAC; cuotas individuales, IQs, Límites de captura por viaje; Albornoz & Canales, 2006; Jacobsen & Raakjaer, 2012), *de entrada* (Límite de licencias, cuota individual del esfuerzo) y *medidas técnicas* (restricciones en las artes de pesca y embarcaciones). Estas medidas están puestas en práctica en algunos recursos explotados en aguas de jurisdicción mexicana como pesca industrial de camarón o atún (D.O.F., 2012). Sin embargo, su implementación en la pesca ribereña se dificulta por la complejidad asociada a esta actividad (Díaz-Uribe *et al.*, 2007; Salas *et al.*, 2007).

La pesca ribereña a nivel global es muy importante y se estima que 22 de 50 millones de pescadores en todo el mundo trabajan en este sector (Teh & Sumaila, 2013), capturando el 50% del total de la producción de peces (FAO, 2012). Es considerada como una actividad que genera una importante fuente de ingresos,

alimento y oportunidades de desarrollo en las regiones costeras, especialmente en países en desarrollo como México (FAO, 2012). Sin embargo, de acuerdo con Chuenpagdee *et al.*, (2006) también existe un gran número de pesquerías ribereñas en países desarrollados. Además, esta actividad es considerada como una fuente de sustento de vida, de culturas y tradiciones en las zonas costeras (FAO, 2012). En las costas mexicanas, la pesca ribereña representa el 31% del volumen total de producción nacional y se realiza en 12,500 km de litoral. Se generan alrededor de 650,000 toneladas de producto que en su mayoría se destina al autoconsumo (SAGARPA, 2014). A pesar de ser una actividad socio-económicamente importante en nuestro país, se reconocen debilidades como falta de instrumentos legales claros entre otros (Salas *et al.*, 2007) los cuales no permiten alcanzar objetivos sociales y económicos.

En México, existen pesquerías industrializadas con una gran importancia económica. La pesquería de camarón industrial es una de ellas y se ubica en el cuarto lugar en producción pesquera nacional, y el sureste del Golfo de California reporta un promedio de volumen de captura en mar abierto entre 2006 y 2014 de 19,155 toneladas anuales (CONAPESCA, 2016). Sin embargo, por el valor del recurso en el mercado se ubica en el primer lugar. De igual forma, dado las exportaciones se ubica en el lugar número uno de las especies pesqueras, siendo Estados Unidos de América, Japón y España sus principales destinos (SAGARPA, 2013). Actualmente, el estado de Sinaloa es el principal productor de camarón en mar abierto, esteros y bahías a nivel nacional siendo Mazatlán su principal puerto de desembarque. Se estima que en esta región la pesquería industrial de camarón operó en 2015 con 515 embarcaciones (Villaseñor-Anguiano, Com. Pers. CONAPESCA). Desde los inicios de la pesquería en 1940 en dicha zona, ha operado bajo una condición de acceso abierto. En el sureste del Golfo de California la pesquería de camarón es considerada como una pesquería secuencial, es decir, se captura en diferentes intervalos de su ciclo de vida desde los esteros hasta la costa y mar abierto. En su explotación participan tres flotas: 1) flota ribereña que opera en los esteros a través de artes de pesca conocidos como atarrayas o tapos, 2) flota ribereña que opera en la costa con embarcaciones menores y redes de arrastre pequeñas conocidas como "Changos" y 3) flota industrial que opera con embarcaciones mayores (Aranceta-Garza *et al.*, 2016). Si bien actualmente la pesquería se encuentra

regulada, la condición de acceso abierto contribuyó a que esta pesquería se encuentre sobrecapitalizada y con un estatus de explotada al máximo sostenible (DOF, 2012). En ese sentido, las estrategias de manejo basadas en incentivos económicos han sido enfocadas a reducir el esfuerzo de pesca, buscando lograr la sostenibilidad del recurso.

Actualmente, para fortalecer el manejo convencional de los recursos pesqueros se realizan y desarrollan algunas propuestas y metodologías a partir de dos enfoques precautorios: 1) Análisis Bioeconómico y 2) Análisis Ecosistémico (FAO, 2003, Seijo *et al.*, 1997; Seijo & Anderson, 2010). Los análisis bioeconómicos permiten generar puntos de referencia que maximizan la renta del recurso a lo largo del tiempo, y permite conocer las consecuencias económicas de la utilización de estrategias de manejo diferenciales. Desde el punto de vista del enfoque ecosistémico, a través del cocimiento de la estructura trófica, la incorporación de cambios en el ambiente de mediano y largo plazo y la generación de tasas de captura (basadas en la reducción del esfuerzo) se puede contribuir al manejo sostenible de los recursos. Por otro lado, el uso de modelos ecosistémicos y el análisis de simulaciones temporales de indicadores holísticos del ecosistema podría revelar patrones que pudieran ser usados para evaluar propuestas de manejo. En México, la evaluación y manejo que integre aspectos sociales, bio-ecológicos y económicos es poco común. Por tanto, en este trabajo se usaron estos dos enfoques con base en información económica, biológica, ambiental relacionada con la dinámica del recurso en el contexto del ecosistema sureste del Golfo de California, en un intento de describir el comportamiento de la renta del recurso derivada de la pesquería industrial de camarón y principales recursos capturados de forma artesanal evaluando distintas estrategias de manejo con potencial de implementación en los esquemas de manejo.

1.2 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El esquema de manejo actual de los recursos pesqueros en México es a través de un enfoque mono-específico; solo se considera a la especie objetivo de captura. Si bien la administración pesquera incluye en la modelación pesquera, la variabilidad poblacional se determina de forma azarosa, sin considerar otras variables o indicadores ambientales, tales como la temperatura superficial del mar que se reconoce como una fuente importante de variación, o las interdependencias entre las poblaciones. Además, en muchas pesquerías no se toman en cuenta aspectos sociales y económicos de los pescadores para fortalecer los esquemas de manejo. Por tanto, dichos esquemas presentan debilidades reduciendo la posibilidad de éxito de las estrategias de manejo. Las estrategias evaluadas a partir de tasas de captura a nivel de ecosistemas para las pesquerías artesanales e industrial de camarón del sureste del Golfo de California y, considerando criterios bioeconómicos además del efecto del cambio climático, pueden resultar en escenarios viables en los esquemas de manejo de la pesquería industrial de camarón y artesanales del sureste del Golfo de California.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 General:

Evaluar escenarios de manejo de las pesquerías artesanales e industrial de camarón del sureste del Golfo de California con base en indicadores bioeconómicos y ecosistémicos.

1.3.2 Particulares:

- 1) Describir el comportamiento histórico de la renta del recurso sobre las pesquerías artesanales e industrial de camarón.
- 2) Analizar las implicaciones de la variabilidad ambiental en la organización del ecosistema.
- 3) Evaluar escenarios de manejo a nivel de ecosistema basados en tasas de captura de la pesca industrial de camarón y pesquerías ribereñas.

1.4 ANTECEDENTES

En el Golfo de California, México se han realizado algunos trabajos enfocados en la pesca ribereña e industrial de camarón con diferentes tópicos y con miras hacia el manejo de los recursos explotados y mejoras en el rendimiento de las capturas. En este contexto, a continuación se describen algunos trabajos y como estos pudieran generarse y aplicarse en el ecosistema sureste del Golfo de California para lograr un manejo sostenible de los recursos.

En este contexto, el enfoque Ecopath con Ecosim ha sido reconocido como una herramienta analítica importante por generar propuestas de manejo viables basadas en tasas de captura. Al respecto, Arreguín-Sánchez *et al.*, (2004) propusieron escenarios de manejo óptimos para las pesquerías artesanales dirigidas sobre pargos, huachinangos y Haemúlidos con distintos criterios de asignación encontrando que, a pesar de la condición actual de explotación, el esfuerzo de pesca en estas pesquerías puede incrementar. Con el uso de este mismo enfoque, Cisneros-Montemayor *et al.*, (2012) analizó la dinámica de la pesca en Baja California Sur, México explorando los efectos ecológicos y económicos de ciertas estrategias de manejo. Los resultados sugieren que, si bien la flota de palangre genera altas capturas incidentales, estas no afectan la abundancia por lo menos del Marlin y que, además, una disminución en el esfuerzo de pesca sobre el recurso tiburón implicaría efectos tróficos negativos para las presas de éste. Este tipo de enfoques también han sido de gran ayuda para describir la

estructura de los ecosistemas marinos y el impacto de las pesquerías sobre los grupos funcionales. En este sentido, Díaz-Uribe *et al.*, (2007) sugieren que en el sistema costero de La Bahía de La Paz existe un control de flujos de energía de abajo hacia arriba y que lo anterior es congruente con el estado inmaduro del ecosistema. Además, las pesquerías artesanales que se desarrollan en la zona no ocasionaron impactos negativos importantes sobre el ecosistema durante el periodo que representa el modelo.

En México, el manejo de las pesquerías ribereñas enfrenta serias debilidades que impiden un aprovechamiento sostenible de los recursos. Por ejemplo, el manejo actual de las pesquerías basado en información científica, evaluación de los stocks (existencias) y control de la captura de recursos objetivo a menudo no aplica plenamente para las pesquerías ribereñas debido a su naturaleza multi-específica y el uso de diversos métodos y artes de pesca. Para ello se ha propuesto la regionalización de las áreas de pesca; éstas permitirían en cierto grado definir pesquerías objetivo en términos de manejo (Schafer & Reis, 2008; Ramírez-Rodríguez & Ojeda-Ruíz, 2012). Además se describe que uno de los principales problemas para la explotación de los recursos es la falta de derechos de propiedad sobre estos (Arnason & Shotton, 2000). En México, no existen requisitos que obligan a los pescadores a permanecer en ciertas pesquerías; por tanto, ellos pueden decidir salir de la actividad y ocuparse en otra con menor riesgo. Además, un permiso de pesca puede amparar a varias embarcaciones menores por lo que el recurso y el mercado se pueden llegar a monopolizar.

En el sur de Sinaloa, un solo permiso ampara a 27 embarcaciones menores que se dedican a la captura de langosta (CONAPESCA, información interna). Se reconoce como una mala aplicación de derechos de propiedad. Basurto (2005) coincide que para evitar la sobre-explotación de los recursos es necesario limitar el acceso a los pescadores a través de la creación de derechos de propiedad particularmente para la pesquería de Callo de hacha (*Atrina tuberculosa*, *A. maura* y *Pinna rugosa*) en el canal del infiernillo del Golfo de California. Las perspectivas de los pescadores y sus sugerencias sobre cómo deberían estar manejados los recursos pesqueros, sin lugar a dudas, tiene un papel importante para mejorar el rendimiento de la pesca ribereña (Cinti

et al., 2010). Su integración dentro de los esquemas de manejo formales sería de gran utilidad.

Otra de las grandes debilidades en el manejo de las pesquerías ribereñas es que la flota usa múltiples áreas de pesca, lo que dificulta la ejecución de estrategias de manejo adecuadas. Al respecto, Moreno-Báez *et al.*, (2012) analizaron el comportamiento espacial y temporal de la flota ribereña del Alto Golfo de California, México; destacando que existe una marcada diferenciación estacional en áreas y especies objetivo, así como en los métodos y artes de pesca usados. La incorporación de dicha información brinda oportunidades para el manejo sostenible de los recursos. La gobernanza ha sido recomendada para lograr una gestión más eficaz y adecuada de los recursos marinos (Costello *et al.*, 2012; FAO, 2012). Sin embargo, en el Golfo de California su evaluación ha sido poco aplicada (Espinoza-Romero *et al.*, 2014).

Particularmente, las pesquerías de arrastre de camarón en las zonas tropicales son consideradas como insostenibles en términos económicos, sociales y ambientales (Guillet, 2008). Económicamente, la disminución de la CPUE combinada con los altos costos de producción y la caída de los precios del camarón han reducido la rentabilidad en la mayoría de las pesquerías de camarón a nivel global (Guillet, 2008). Foster & Vincent (2010) en un estudio realizado en el sureste del Golfo de California plantean que para mejorar el éxito de las estrategias de manejo de estas pesquerías se deberían integrar a los planes de manejo el conocimiento y actitud de los pescadores.

Los cambios en las condiciones ambientales se han presentado con una mayor intensidad en las últimas dos décadas (Hilmer & Jung, 2000; Johannessen *et al.*, 2004). La variabilidad natural dentro de los océanos se ha producido en varias escalas temporales, produciendo fenómenos climáticos como El Niño-Oscilación del Sur (ENSO), la oscilación del Atlántico Norte (NAO) y la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO) (Alheit & Bakun, 2010). Estos cambios han ocasionado modificaciones en las abundancias de los recursos, redistribución de estos afectando sus hábitos alimentarios y con ello, se han generado modificaciones a nivel de estructura, organización y función de los ecosistemas (Hays *et al.*, 2005; Doney *et al.*, 2012; Hernández-Padilla, 2012). Particularmente, en el Golfo de California, México la variabilidad climática, se ha

incrementado (Lluch-Cota *et al.*, 2007). Como consecuencia de ello, se reconoce la necesidad de incorporar la variabilidad natural dentro de los esquemas de manejo de las pesquerías explotadas a nivel global que conduzca a un manejo sostenible de los recursos más eficiente (FAO, 2003).

En este sentido, bajo este concepto, Almendarez-Hernández *et al.*, (2015) analizaron el riesgo e incertidumbre de esta pesquería sobre dos flotas en el Golfo de California considerando variabilidad ambiental. Se determinó que la flota de Guaymas, Sonora es más eficiente económicamente bajo un escenario en el cual no se consideran los cambios ambientales; mientras que bajo el escenario de calentamiento los rendimientos económicos tienden a ser menores. Sievanen (2015) encontró que los pescadores ribereños de Baja California Sur se adaptan a las condiciones ambientales y sugiere que ellos buscan otros sitios de pesca que les sea más favorables y que además buscan fuentes alternas de empleos.

Ulanowicz *et al.*, (2009) propuso un indicador de sostenibilidad del ecosistema y partir de su propuesta solo Arreguín-Sánchez (2014) ha evaluó este indicador con relación además, al grado de orden del ecosistema para el ecosistema del alto Golfo de California bajo el efecto del cambio climático hasta el año 2100. El autor encontró, que la trayectoria de cambio de dicho indicador sugiere una tendencia hacia la degradación del ecosistema y que dado ello, esta situación representaría una condición en la cual las propuestas de manejo deben adaptarse al nuevo estado del ecosistema. En este trabajo se evaluó este indicador bajo el efecto del cambio climático (visto desde las proyecciones del PDO) y los resultados sugieren que la tendencia del indicador no sugiere una tendencia hacia la degradación del ecosistema.

El estatus de aprovechamiento de la pesca industrial de camarón, la gran complejidad que muestran las pesquerías artesanales del Golfo de California y los cambios ambientales que en el ocurren, sugieren la necesidad de explorar nuevos enfoques para lograr un mejor ordenamiento de estas pesquerías basados en la sostenibilidad de estas. En este sentido, en este trabajo se determinó el valor real de estas pesquerías y se propusieron algunas estrategias de manejo basadas en tasas de

captura de acuerdo al Enfoque de Ecosistemas para aportar elementos que contribuyan al manejo sostenibles de los recursos en el sureste del Golfo de California.

1.5 METODOLOGÍA GENERAL

1.5.1 Área de Estudio

El área de estudio se encuentra localizada en la plataforma continental del sur de Sinaloa, México. Sus límites geográficos son 23.69°N-106.91°W hasta los 21.183°N-105.75°W, en la parte norte de Nayarit (Figura 1). Desde Mazatlán y hasta Nayarit, los elementos fisiográficos básicos son las playas de arena y, numerosos estuarios y lagunas (Castro-Aguirre *et al.*, 1995). En este tipo de costas, los bosques de manglar también son elementos preponderantes en el panorama y contribuyen de forma importante con la productividad de los sistemas lagunares.

Desde Choix a Mazatlán y el sur de Sinaloa, el clima es cálido subhúmedo con lluvias en verano (desde Julio hasta septiembre). La precipitación media de Sinaloa es de 790 mm anuales. La temperatura media anual va de 22°C a 26°C, aunque en la zona sur llega a 28°C; la temperatura del mes más frío es mayor de 18°C. La zona de estudio es afectada primordialmente por los vientos del oeste, que se generan en el Océano Pacífico y en menor medida por los vientos alisios, que se originan en el océano Atlántico (Sánchez-Santillán & De la Lanza-Espino, 1994). En invierno y primavera predominan los vientos del norte y del noroeste que determinan un flujo superficial predominantemente sureste.

Los ríos que se encuentran en el área de estudio (San Lorenzo, Elota, Piaxtla, Quelite, Presidio y Baluarte), presentan presas y solo fluyen durante la temporada de lluvia, ello de alguna manera, disminuye de manera temporal la concentración de salinidad en la zona costera donde desembocan. El sistema lagunar Huizache-Caimanero, es uno de los más importantes en la zona. Presenta una extensión promedio total de 175 km² con una profundidad media de 0.65 m (de 0.6 a 0.8 en

Huizache y hasta 1.5 m en Caimanero) con un volumen de 101, 519, 600 m³ (Zetina-Rejón *et. al.*, 2003). Se encuentra rodeado de manglar y selva baja caducifolia, y en los márgenes del cuerpo acuático viven comunidades halófitas. Además, constituye un área de gran importancia para el ciclo de vida del camarón (*Litopenaeus vannamei* y *L. stylirostris*) y una gran cantidad de juveniles de especies de peces que utilizan el sistema como zona de alimentación y protección.

La costa sur de Sinaloa, se caracteriza por una plataforma continental amplia, con taludes de inclinación de moderada a fuerte. La naturaleza del fondo de dicha plataforma es predominantemente fangosa y arenosa, con excepción de la parte sur, comprendida entre Mazatlán y Teacapan donde existen parches rocosos (Rodríguez-Cajica, 1996). A 160 metros de profundidad, se localiza un cuerpo areno-arcilloso con un alto contenido de material biogénico (conchas y foraminíferos). Frente a la boca de Teacapan, se presenta un bajo de 39.09 km² y otro frente al río Presidio, los cuales son importantes biológicamente, ya que desvían las corrientes provocando surgencias (Anónimo, 1979).

Por su parte, la zona sur del Golfo de California exhibe características más oceánicas y gran influencia del océano Pacífico (Maluf, 1983). La boca del Golfo presenta tres masas de agua superficiales: agua de la Corriente de California (fría y de baja salinidad que fluye hacia el sur a lo largo de la costa de Baja California); agua del Pacífico Tropical (cálida y de salinidad intermedia, que fluye del sureste hacia la boca del Golfo); y agua del Golfo de California (cálida y de mayor salinidad; Álvarez-Borrego *et al.*, 1978; Lavin & Marinone, 2003).

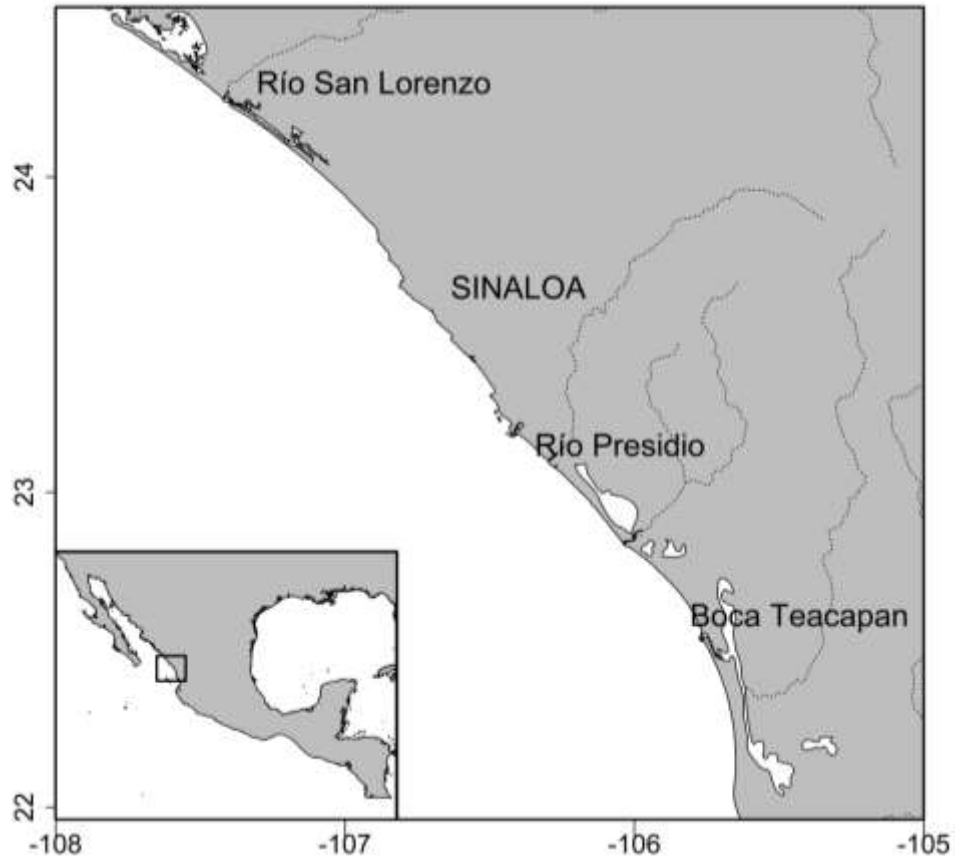


Figura 1. Área de estudio del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa.

1.5.2 Origen de la información

Se cuenta con información previa que ha sido generada por lo menos hace más de 15 años. El modelo trófico tipo Ecopath que representa las condiciones del sur de Sinaloa durante el periodo 2006-2007 se usó como línea base para la representación del ecosistema (Salcido-Guevara & Arreguín-Sánchez *et al.*, 2007; Hernández-Padilla, 2012). El modelo trófico actualizado comprende 38 grupos funcionales que representan el ecosistema bentónico del sur de Sinaloa. Dicho modelo cuenta con 20 grupos funcionales de peces que comprenden las familias Carchariniformes, Coryphaenidae, Lutjanidae, Synodontidae, Rajiformes, Scombridae, Serranidae, Tetraodontidae, Pleuronectiformes, Carangidae, Centropomidae, Ariidae, Scorpaenidae/Triglidae, Polynemidae/Mullidae, Sciaenidae, Mugilidae, Gerreidae, Haemulidae, Clupeidae y un

grupo para otros peces; 12 grupos de invertebrados como Palinura, Cephalopoda, Coelenterata, Portunidae, Equinodermata, Bivalvia, Penaeidae, Stomatopoda, Otros macrocrustáceos, Porifera, Polychaeta, Gastropoda; 2 grupos de productores primarios (Fitoplancton y Macrofitas); uno de Aves, Tortugas, Zooplancton y Detritus (Anexo 1 y 2).

Para la configuración del modelo se consideraron 13 grupos de interés comercial tomando en cuenta que estos aparecen en los registros de captura a cargo de la Comisión Nacional de Pesca y Acuicultura (CONAPESCA), obteniéndose 8 familias de peces y un orden, 3 grupos de crustáceos y dos grupos de moluscos. Los grupos restantes fueron elegidos de acuerdo a un criterio ecológico como abundancia o importancia en la dieta de otros grupos, como son Bivalvia, Macrofitas, Zooplancton, Fitoplancton y Detritus.

Como parte de los datos de entrada, el modelo requiere información de capturas pesqueras, por lo que se consideró la importancia de dos tipos de flotas en el sur de Sinaloa. Inicialmente fue para conocer su impacto sobre los grupos funcionales (Hernández-Padilla, 2012), y para determinar el esfuerzo óptimo de pesca en función de los distintos escenarios a generar. Las dos flotas consideradas fueron: 1) **flota industrial de camarón** y 2) **la flota ribereña**. En el caso de la industrial, el modelo contiene la captura de camarón estandarizada en $t \cdot km^{-2}$ obtenida durante la temporada de pesca 2006-2007 y además, la captura correspondiente a la pesca incidental comprendió 84 especies marinas, correspondientes a la misma temporada. Por su parte, la flota ribereña dirige su esfuerzo sobre una *pesquería multiespecífica*. En este caso, la flota ribereña, consideró la captura promedio estandarizada en $t \cdot km^{-2}$ de los años 2006 y 2007 de 14 grupos funcionales de acuerdo a la información del Anuario Estadístico de Pesca 2011 (SAGARPA, 2011). Los grupos que son capturados por la flota ribereña se describen a continuación: Bivalvia (*Almeja* y *Ostión*), Ariidae (*Chihuil Bandera*), Cephalopoda (*Calamar*), Gastropoda (*Caracol*), Otros peces (*Corvina*), Lutjanidae (*Huachinango* y *Pargo*), Portunidae (*Jaiba*), Palinura (*Langosta*), Mugilidae (*Lisa*), Gerreidae (*Mojarra*), Centropomidae (*Robalo*), Clupeidae (*Sardina*), Scombridae (*Sierra*) y Carchariniformes (*Tiburón*).

1.5.3 Análisis de datos

El análisis y evaluación de las distintas estrategias de manejo de las pesquerías ribereñas e industrial de camarón en el sureste del Golfo de California, se realizó a partir de dos enfoques. En el primero, con la información económica colectada en la zona de estudio de las distintas pesquerías se describió el comportamiento de la renta del recurso a lo largo del tiempo. El segundo, consistió en proponer estrategias de manejo con base en el cambio climático y los procesos de auto-organización del ecosistema, conceptos basados en la teoría de la información de Ulanowicz (1986) y modelada a través de la plataforma Ecopath with Ecosim (www.EcopathwithEcosim.org). Ambos enfoques se describen a continuación.

1.5.3.1 Análisis Bioeconómico

El análisis Bioeconómico se realizó sobre dos flotas que operan en el sureste del Golfo de California, la flota industrial y la ribereña. Para el análisis de estos dos enfoques, ésta última flota fue desagrupada en pesquerías diferentes tomando en consideración a la especie objetivo de captura. No obstante, la pesquería ribereña que opera en el sureste del Golfo de California es multiespecífica. El propósito de ello, fue diferenciar entre éstas, estrategias de manejo basadas en tasas de captura tomando en consideración los parámetros biológicos/económicos. De esta forma, estos análisis se realizaron sobre siete recursos: camarón, tiburón, langosta, huachinango, sierra, robalo y ostión. Para determinar la renta de los recursos capturados de forma artesanal a lo largo del tiempo se consideraron los siguientes parámetros económicos de costos e ingresos totales: costo fijo anual, costo de operación anual por embarcación, costo de oportunidad de capital anual y el valor de la captura. En el caso de la pesquería industrial de camarón, además de estos parámetros, los ingresos totales consideran el Subsidio del diésel y el retorno del IVA.

1.5.3.2 Análisis ecosistémico

El modelo trófico dinámico base fue calibrado a partir de la información de CPUE de recursos capturados de forma artesanal. Esto incluyó la determinación de los efectos ambientales (corto plazo), con el objeto de representar en el modelo trófico el efecto de las variables ambientales como forzante de la producción. A partir de la calibración, se realizaron proyecciones de los cambios del ecosistema en el tiempo, representando el cambio climático (mediano plazo) hasta el año 2100, representado por atributos como del indicador de auto-organización propuesto por Ulanowicz (2009). Para ello, se usó como variable forzante los cambios de temperatura del modelo A1B del IPCC (Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático, por sus siglas en inglés). A partir de esta información, se contrastó la sostenibilidad del ecosistema en estado actual (años 2006-2011) y bajo el efecto del cambio climático (periodo 2007-2100) mediante la relación grado de orden del ecosistema (A/C) y su capacidad de auto-organización (F). Posteriormente, se determinaron patrones temporales de auto-organización bajo este efecto con la premisa de que se deben considerar estrategias de manejo adaptativas al estado del ecosistema. Finalmente, se evaluó la viabilidad de estrategias de manejo basadas en tasas de captura tomando en consideración cuatro criterios: 1) renta del recurso, 2) beneficio social (empleos por unidad de volumen de captura) y 3) salud del ecosistema.

Capítulo 2. Comportamiento temporal de la renta del recurso derivada de las pesquerías artesanales e industrial de camarón.

2.1 INTRODUCCIÓN

El valor real de las pesquerías puede ser medido a través de la renta generada por los recursos explotados, lo que representa un flujo de beneficios o riqueza real para una comunidad pesquera en general. Además, es un indicador que puede ser usado para medir el crecimiento económico de las pesquerías en la escala temporal (Cunningham & Neiland, 2005). Este indicador sin duda permite determinar la magnitud de la renta de los recursos en pesquerías y demostrar casos donde la renta del recurso sea exitosa (Cunningham & Bostock, 2005) e identificar otros donde la renta pudiera ser potencialmente bastante grande, pero que ésta se disipa en el tiempo debido a una estructura de manejo ineficiente.

En el Golfo de California, una de las principales actividades económicas en la zona costera es la pesca industrial de camarón y de pesquerías ribereñas. Por su parte, la pesquería de camarón se ubica en el cuarto lugar en producción pesquera nacional y el sureste del Golfo de California reporta un promedio de volumen de captura en mar abierto entre 2006 y 2014 de 19,155 toneladas anuales (CONAPESCA, 2016). Sin embargo, dado las exportaciones se ubica en el primer lugar, siendo Estados Unidos de América, Japón y España sus principales destinos (Anuario Estadístico de Pesca, 2013). En el caso de las pesquerías ribereñas se conoce que son económicamente importantes, además de que generan empleos de forma indirecta en esta zona costera pero no se tiene cuantificado sus beneficios económicos. A pesar de ello, se tiene identificado que entre 2006-2011, operaron en promedio 357 pescadores en 7 pesquerías económicamente importantes los cuales utilizan esta pesca como su principal fuente de ingresos y sustento de vida. Todas estas pesquerías tienen una característica en común y es que presentan prácticas de manejo inadecuadas principalmente por la falta de derechos de propiedad sobre el recurso explotado o áreas específicas de pesca.

En el caso de la pesquería industrial de camarón, en el Golfo de California solo se tiene documentado dos trabajos recientes desde el punto de vista bioeconómico. En el primero se caracteriza y describe el comportamiento económico de las

embarcaciones camaroneras de Mazatlán, Sinaloa, pero además las de Guaymas, Sonora y Salina Cruz, Oaxaca (Almendarez-Hernández, 2013). Los resultados de este estudio sugieren que la flota de Guaymas, Sonora es la más eficiente en términos económicos. En el segundo se analiza el riesgo e incertidumbre sobre dos flotas camaroneras considerando la variabilidad ambiental (Almendarez-Hernández *et al.*, 2015) y con base en ello, se concluyó que bajo el efecto de esta variabilidad ambiental los rendimientos económicos tienden a ser menores. Para el caso de las pesquerías ribereñas solo se cuenta con dos estudios bioeconómicos. En el primero, Rodríguez-Quiroz *et al.*, (2010) evaluaron los beneficios hacia los pescadores ribereños del alto Golfo de California de la implementación de las áreas marinas protegidas. Los autores concluyeron que el 62% de la pesca se realiza en dos áreas marinas protegidas y que su captura genera aproximadamente US\$ 5,897 millones al año. En el segundo, Cisneros-Montemayor *et al.*, (2012) analizaron los efectos ecológicos de la flota palangrera en el ecosistema de Baja California Sur. Sus principales resultados sugieren, que si bien la flota palangrera genera altos niveles de captura incidental, estos no afectan la abundancia del Marlin, es cual es un recurso económicamente importante para la flota deportiva-recreativa. Sin embargo, existen algunos otros estudios desde el enfoque de manejo basado en el ecosistema (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2004) propuesto para sugerir incrementos en las tasas de capturas de los recursos pargos, huachinangos y Haemúlidos capturados de forma artesanal en la Bahía de La Paz, propuesta integración de los pescadores de Bahía de Kino, Sonora en las reglas de manejo (Cinti *et al.* 2010), impactos de las artes de pesca sobre el ecosistema (Shester & Micheli, 2011), dinámica de la flota (Ramírez-Rodríguez & Ojeda-Ruíz 2012) y la gobernanza como un camino hacia el manejo sostenible de los recursos (Espinoza-Romero *et al.*, 2014).

A pesar de ello, las pesquerías que operan en el ecosistema sureste del Golfo de California siguen presentando esquemas de manejo débiles. La falta de derechos principalmente en las pesquerías ribereñas, el uso de múltiples áreas de captura y sitios de desembarque, múltiples artes de pesca, la implementación inadecuada de incentivos en el caso de la pesquería industrial de camarón y la falta de estudios de rentabilidad de estas pesquerías dificulta su ordenamiento adecuado. En este sentido, los estudios

de rentabilidad temporal pueden ser de gran utilidad, primero porque nos permiten conocer el valor real de las pesquerías en el ecosistema y segundo, porque a partir de ello se podría determinar un punto de referencia objetivo en el corto y mediano plazo para hacerlas más eficientes económicamente. Sin embargo, uno de los principales problemas que surgen al momento de solicitar información económica de las pesquerías es la falta de cooperación de los pescadores y administradores de cooperativas pesqueras. Por tanto, cuando la información es escasa las encuestas son un medio factible (Gunderson, 1993). Por tanto, dado estas debilidades que presentan los esquemas de manejo de la pesquería industrial de camarón y pesquerías artesanales en el sureste del Golfo de California, este capítulo tiene como propósito determinar el comportamiento temporal de la renta generada por estos recursos explotados. Además, se discuten las consecuencias sobre los esquemas de manejo de dicho comportamiento.

2.2 ANÁLISIS DE DATOS

Se realizaron un total de 68 encuestas a pescadores ribereños en 5 localidades del sureste del Golfo California: 1) Isla de la Piedra, 2) Playa Norte, 3) Playa Sur, 4) Teacapan y 5) Novillero-Cuautla (Figura 2). El objetivo fue identificar las pesquerías artesanales individuales que en la zona operan, además de recabar información económica que permitió determinar los costos totales en los que incurren cada una de estas pesquerías objetivo. Las pesquerías artesanales individuales consideradas en el análisis de rentabilidad fueron camarón, tiburón, langosta, huachinango, sierra, robalo y ostión. Se usó información de captura para calcular los ingresos totales, que en el caso de pesquerías ribereñas, corresponde únicamente al valor de la captura. Tanto la información de captura como de esfuerzo pesquero fueron obtenidas a través de los avisos de arribo proporcionados por la CONAPESCA. El valor de la captura anual fue calculado usando información de precios corrientes de estas pesquerías ribereñas individuales del Sistema Nacional de Información e Integración de Mercados (SNIIM, 2016) multiplicada por la captura. Los costos totales fueron calculados para el año 2011

y fueron trasladados al año 2006 usando un factor de corrección, la inflación (INEGI, 2016).

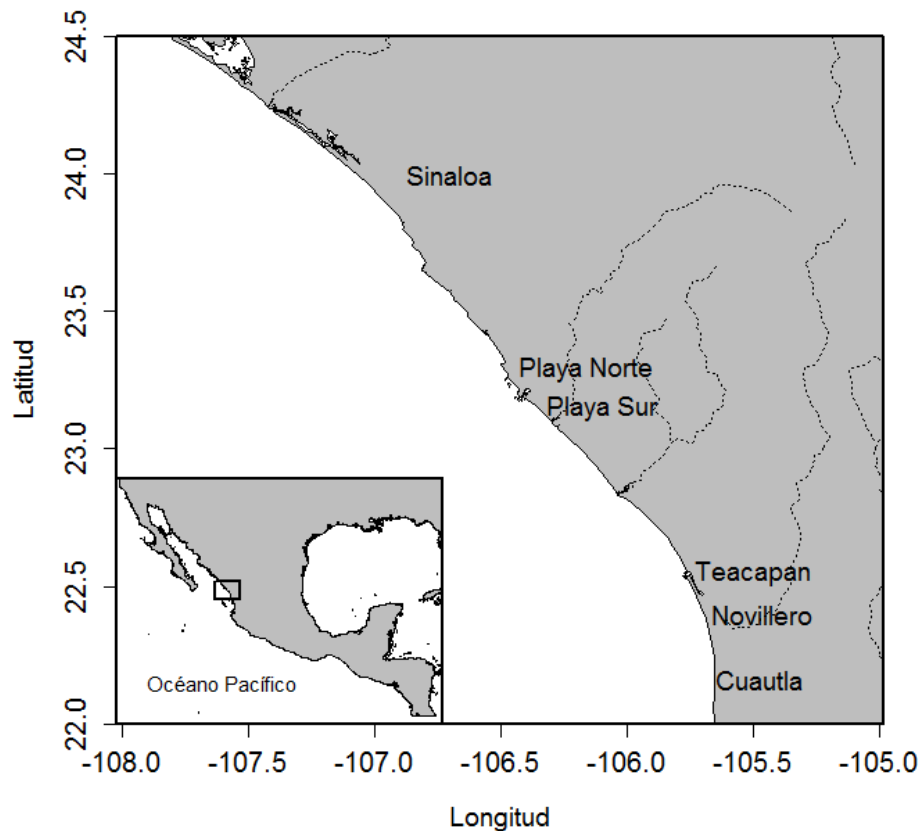


Figura 2. Representación de los sitios de desembarque de la flota artesanal en el sureste del Golfo de California donde se realizaron las encuestas.

En el caso de la pesquería industrial de camarón en el sureste del Golfo de California, la información de captura y su valor para el total de embarcaciones durante el periodo 2006-2014, fueron obtenidos a través del portal de internet de la CONAPESCA, mientras que la información de esfuerzo mediante el estudio realizado por Almendárez-Hernandez (2013). La captura y su valor corresponden a los sitios de desembarque de Mazatlán, Guasave, Topolobampo, Mochis, Culiacan y La Reforma. Después, se determinó el valor de la captura por embarcación por año para este periodo. En los ingresos totales por embarcación y total de embarcaciones, además del valor del camarón (a precios corrientes), se consideró el valor de las especies finas, el subsidio del diésel y del retorno del IVA. Estos dos últimos parámetros fueron tomados

de lo reportado por Almendarez-Hernández (2013) para el año 2009 y fueron tomados como similares para los años 2006-2014.

En este estudio, se consideraron cinco viajes de pesca de camarón, siendo este el número promedio de viajes a lo largo de la temporada. La información de costos totales por embarcación durante una temporada de pesca para el primer y segundo viaje, fue proporcionada por un armador de Mazatlán, Sinaloa¹. Los costos de los tres viajes restantes de la temporada se tomaron como similares al segundo viaje (aunque se conoce que la disponibilidad del recurso decrece conforme a la temporada, no se tuvo a disposición información cuantitativa al respecto). La información del costo de una embarcación camaronera fue tomada de los precios de embarcaciones usadas en el mercado a través del Maritime Sales (<http://www.maritimesales.com/NB10.htm>). Los costos totales calculados para el año 2014 fueron trasladados al año 2006 usando un factor de corrección, la inflación obtenida a través del INEGI.

Con base en la información del valor de la captura y de costos, se calculó la renta del recurso derivado de la pesca industrial de camarón para el periodo 2006-2014 por embarcación y después se extrapoló al total de embarcaciones. La renta del recurso se obtuvo restando de los ingresos totales, los costos totales en donde se incluye el costo fijo, costo de operación y el costo de oportunidad de capital de cada barco.

En el caso de las pesquerías ribereñas individuales también se calculó la renta generada por los recursos por embarcación por año y después se extrapoló al total de embarcaciones. La renta del recurso para estas pesquerías fue calculada restando al valor de captura (ingresos totales) los costos fijos, costos de operación anual y el costo de oportunidad de capital (costos totales).

En la pesquería industrial de camarón los costos fijos incluyen: pago de puerto y capitania (pago anual), I.M.S.S. e INFONAVIT (pago únicamente durante los meses de pesca), gastos de administración (durante todo el año), seguro de barco y tripulación (durante todo el año); costos de operación: carenado, diésel, aceite, alimentación, pedido de cubierta, pedido de máquinas, mantenimiento general, reparación de 6 redes,

¹ M.C. Jesús Ortiz Guerra. Pescamar de Manzanillo, S.A. de C.V.

agua de galón y pipa, sueldos de tripulación y materiales diversos. En el caso de las pesquerías artesanales, el costo fijo incluye permiso de pesca, los costos de operación incluyen: gasolina y aceite, mantenimiento del motor y equipo de pesca y sueldo de tripulación.

En el cálculo del costo de oportunidad de capital se usó información de la tasa de interés real tomada del banco de México, así como información de los costos de inversión correspondientes a la embarcación (sin depreciación), motor y equipos de pesca para todas las pesquerías analizadas. En el caso de la pesquería industrial de camarón se usó como año base el 2014 mientras que en las pesquerías ribereñas el año 2011 para trasladar los costos hacia el año 2006 tanto en la pesquería industrial de camarón como en las pesquerías ribereñas.

Con el fin de llevar a cabo el análisis de la rentabilidad temporal de estas pesquerías del sureste del Golfo de California se analizó la tendencia de las capturas y de la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) de las principales especies capturadas en este ecosistema.

2.3 RESULTADOS

2.3.1 Tendencia de la Captura y CPUE de las pesquerías

2.3.1.1 Pesquería industrial de camarón

La tendencia de la captura y captura por unidad de esfuerzo (CPUE; t/embarcación) para la pesquería industrial de camarón en el sureste del Golfo de California se representa en la figura 3; para la captura durante el periodo 2006-2014 y para la CPUE durante 2006-2011. En esta zona, la captura está representada por diez especies/registros: 1) camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*), 2) blanco (*Litopenaeus vannamei*), 3) café (*Farfantepenaeus californiensis*), 4) cristal (*Farfantepenaeus brevirostris*), 5) botalón (*Rimapenaeus pacificus*), 6) pacotilla, 7) zebra (*Rimapenaeus faoe*), 8) japonés, 9) moteado y 10) rosado. Sin embargo, las primeras cuatro son las que soportan esta pesquería en un 90%. Durante este periodo, la captura incremento de 6,071.2 t a 32,146.3 t (Tabla 1). A pesar de que se muestra una disminución en 2012, en general la tendencia de la CPUE para este periodo es positiva, lo que indirectamente podría reflejar una recuperación de las poblaciones explotadas de camarones en la zona. Esto en parte puede ser resultado de una disminución del esfuerzo pesquero (embarcaciones) del 28.8% con respecto al valor inicial en 2006. Se determinó un coeficiente de variación de la cpue de 15.5% el cual podría ser considerado relativamente bajo.

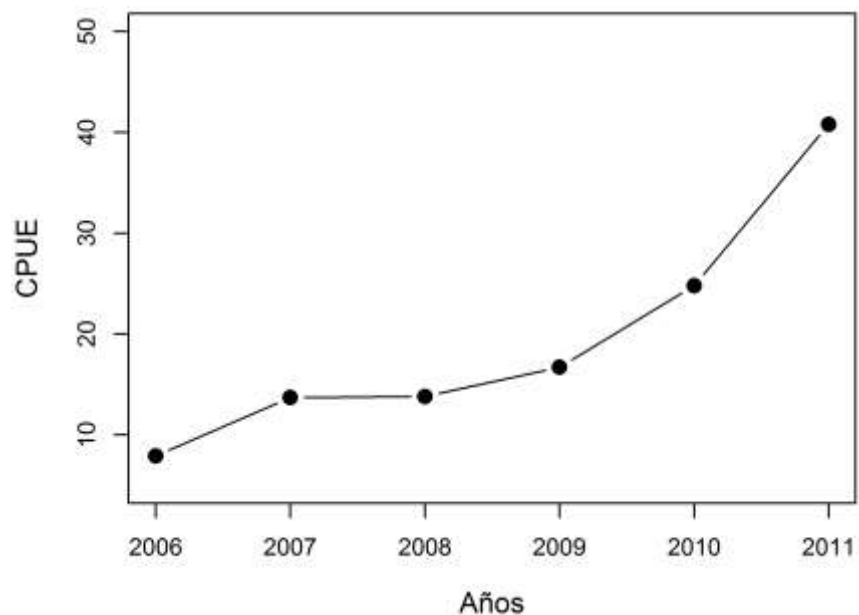


Figura 3. Tendencia de la captura por unidad de esfuerzo (t/embarcación) de la pesquería industrial de camarón en el sureste del Golfo de California durante 2006 a 2014.

Tabla 1. Captura total y esfuerzo (embarcaciones) derivado de la pesquería industrial de camarón en el sureste del Golfo de California para el periodo 2006-2014.

Años	¹ Captura total (t)	² Embarcaciones
2006	6,071.20	767
2007	10,310.35	752
2008	10,383.23	752
2009	13,294.30	798
2010	16,925.52	682
2011	27,440.85	672
2012	17,128.45	
2013	32,146.39	
2014	25,607.27	

¹CONAPESCA

²Almendarez-Hernández, 2013

2.3.1.2 Pesquerías artesanales

Todas las pesquerías ribereñas del sureste del Golfo de California mostraron un valor máximo de captura en 2008 para el periodo 2006-2011 (Tabla 2). Además, presentaron un incremento en capturas de 2006 a 2008: la pesquería de camarón de 72.4%, de tiburón 91.5%, de langosta 79.1%, de huachinango 62.7%, de sierra 70.7%, de robalo 80.9% y ostión 50.9%. El número de embarcaciones que participaron en las distintas pesquerías ribereñas en el sureste del Golfo de California durante el periodo 2006-2011 puede verse en las tablas 2, 3 y 4. El esfuerzo se mantuvo más o menos estable a lo largo de este periodo para las pesquerías de langosta, huachinango, sierra, robalo y ostión. La pesquería de camarón es la que mayor esfuerzo presentó (60 embarcaciones en 2006) pero éste disminuyó 83.3% en 2011 (según registros oficiales). La pesquería de tiburón fue la que presentó el menor número de esfuerzo de 2006 a 2011. En general, la CPUE de las pesquerías artesanales muestra una tendencia negativa a partir de 2008 (Figura 4). Lo anterior supone una disminución de las poblaciones objetivo de captura y además podría ser considerado un indicador indirecto de pesquerías insostenibles.

Tabla 2. Captura total y esfuerzo (embarcaciones) derivado de las pesquerías ribereñas de camarón, tiburón, langosta, huachinango, sierra, robalo y ostión en el sureste del Golfo de California durante 2006-2011.

Años	Camarón		Tiburón		Langosta	
	¹ Captura (t)	¹ Embarcaciones	¹ Captura (t)	¹ Embarcaciones	¹ Captura (t)	¹ Embarcaciones
2006	116	60	14.4	5	16.7	13
2007	20	42	22.4	5	23.6	13
2008	420	60	169.6	10	79.8	13
2009	304	60	51.1	12	15.1	13
2010	99	50	65	12	39.7	13
2011	3	10	52.2	5	14.1	13
Huachinango		Sierra		Robalo		
2006	17.3	13	205.5	13	6.3	13
2007	1	12	200.4	13	3.02	13
2008	46.4	13	702.2	13	33.03	13
2009	4.9	5	316.6	14	12.5	13
2010	1.2	13	443.3	13	3.8	13
2011	3.5	1	155.4	13	9.5	13
Ostión						
2006	48.9	39				
2007	54.6	12				
2008	99.5	12				
2009	81.1	12				
2010	67.7	19				
2011	15.8	12				

¹Avisos de arribo. CONAPESCA.

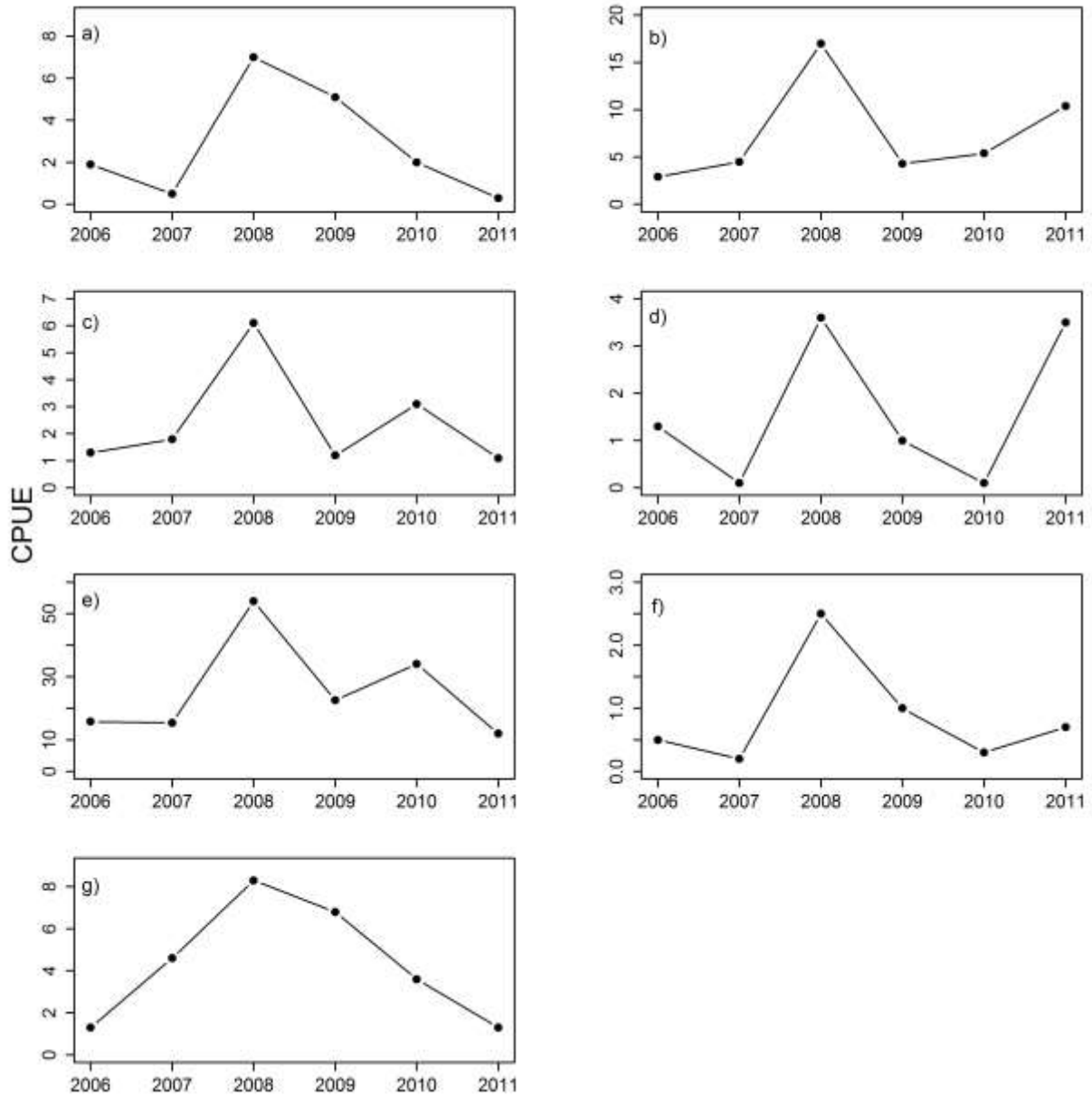


Figura 4. Tendencia de la CPUE (t/embarcación) de las pesquerías ribereñas del sureste del Golfo de California durante 2006 a 2014: a) camarón, b) tiburón, c) langosta, d) huachinango, e) sierra, f) robalo y g) ostión.

2.3.2 Renta del recurso generada por las pesquerías del sureste del Golfo de California

2.3.2.1 Pesquería industrial de camarón

Los parámetros bioeconómicos usados para calcular la renta del recurso por embarcación y para el total de embarcaciones generada por la pesquería industrial de camarón en el sureste del Golfo de California pueden verse en la tabla 3. El costo más importante en el que incurre esta pesquería es el de operación, el cual representa un 84.8% de los costos totales, seguido del costo fijo 9.3% y finalmente el costo de oportunidad de capital 5.9%.

Tabla 3. Parámetros bioeconómicos de la pesquería industrial de camarón en el sureste del Golfo de California correspondientes al año 2013.

Parámetros	Valor	Unidades
Costo fijo anual por embarcación	\$40,937	USD
Costo promedio de un barco de arrastre de camarón con redes ¹	\$390,000	USD
Interés real sobre el capital ahorrado o invertido	0.02	1/año
Costo de oportunidad de capital por embarcación	\$3,250	USD
Viajes por embarcación en la temporada	5	viajes/año
Duración promedio de un viaje	20	días
Días en el mar por embarcación por año	100	días/año
Costo de operación anual por embarcación	\$209,537	USD
Captura promedio de especies incidentales descargadas por barco por año ²	1.5	t/emb./año
Precio promedio ponderado de las especies incidentales descargadas	\$1,441	USD

¹ Maritime Sales

² Anuario Estadístico de Pesca y Acuicultura Sustentable

Los ingresos y costos totales generados por las especies de camarón y aquellas capturadas como bycatch capturadas de forma industrial pueden verse en la tabla 4. El ingreso total de un barco promedio para el año 2014 fue de \$ 245,629 USD, 52% más alto respecto al año 2006. La venta de camarón silvestre capturado exclusivamente en altamar fue el más importante, representando el 71.8% del ingreso total. El resto proviene de los ingresos adquiridos por el subsidio del diésel (17.9%), retorno del IVA

(19.4) el cual es una política favorable para el productor (tasa 0% del IVA) y venta de bycatch (0.8%).

La renta del recurso por embarcación por año mostró una tendencia negativa a partir del año 2006 hasta el 2012 (Figura 5). En conjunto para este periodo, las pérdidas acumuladas por embarcación fueron de \$ 454,067 USD. Únicamente en los años 2013 y 2014 la renta del recurso generada por embarcación fue positiva, acumulando \$ 55,533 USD durante esos años. De tal forma, la renta acumulada del recurso por embarcación para el periodo 2006-2014, descontando las pérdidas, fue de \$ -398,534 USD.

Tabla 4. Ingresos y costos totales por embarcación por año derivado de la pesquería industrial de camarón en el sureste del Golfo de California. Los ingresos totales incluyen el valor del camarón, bycatch, retorno del IVA y el subsidio del diésel. Los costos totales incluyen costos fijos, de operación y el costo de oportunidad de capital.

Años	Ingresos Totales				Costos Totales
	Valor camarón	Valor bycatch	Retorno IVA	Subsidio Diésel	
	(USD)	(USD)	(USD)	(USD)	(USD)
2006	\$32,425	\$2,518	\$28,277	\$53,726	\$211,925
2007	\$51,237	\$2,512	\$28,214	\$53,606	\$219,872
2008	\$54,771	\$2,466	\$27,694	\$52,618	\$223,812
2009	\$55,061	\$2,033	\$22,834	\$43,385	\$196,125
2010	\$91,887	\$2,173	\$24,407	\$46,373	\$218,988
2011	\$151,520	\$2,209	\$24,815	\$47,148	\$231,061
2012	\$99,954	\$2,084	\$23,411	\$44,480	\$226,816
2013	\$221,482	\$2,150	\$24,143	\$45,871	\$241,522
2014	\$176,359	\$2,063	\$23,174	\$44,031	\$242,220

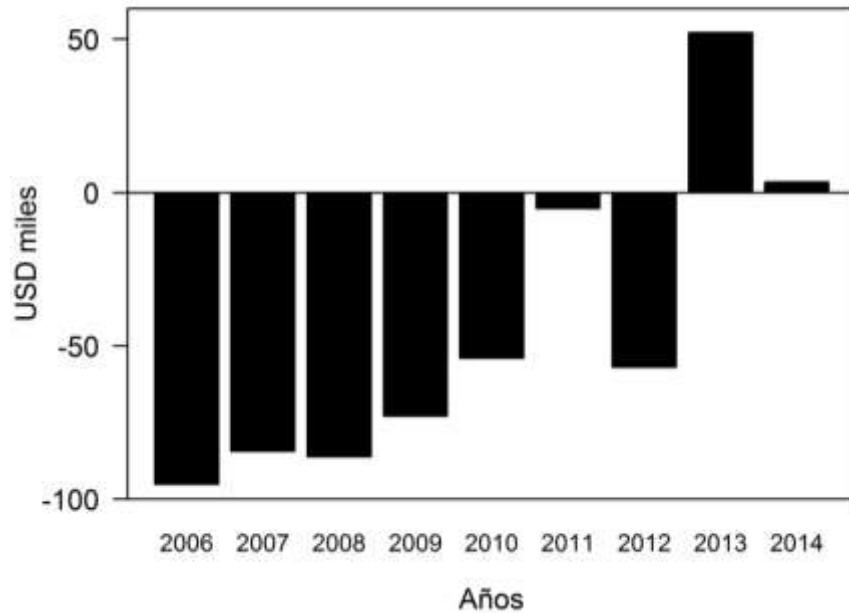


Figura 5. Renta del recurso por embarcación por año derivada de la pesquería industrial de camarón en el sureste del Golfo de California durante el periodo 2006-2014.

2.3.2.2 Pesquerías ribereñas

Los parámetros bioeconómicos usados para calcular la renta del recurso por embarcación y para toda la flota generada por las pesquerías ribereñas en el sureste del Golfo de California pueden verse en la tabla 5. El costo anual más importante en el que incurre cada una de estas pesquerías es el de operación, el cual representa más del 90% de los costos totales, seguido del costo de oportunidad de capital (entre 4-7%) y finalmente los costos fijos (entre 0.1-0.9%). El 35% de los costos de operación son destinados al pago de mano de obra, 15% al mantenimiento de la embarcación, motor y equipo de pesca y el 50% al combustible y aceite. El equipo de pesca más costoso fue la red de enmalle usada para la captura de langosta mientras que el más económico fue el visor usado en la captura de ostión.

Tabla 5. Parámetros bioeconómicos de las pesquerías ribereñas en el sureste del Golfo de California correspondiente al año 2011.

Parámetros	Unidades	Pesquerías						
		Camarón ²	Tiburón	Langosta	Huachinango ³	Sierra	Robalo	Ostión
Viajes por embarcación	viajes/año	85	30	52	45	100	80	90
Costo de operación por viaje	USD/viaje	\$121	\$242	\$105	\$97	\$129	\$81	\$72
Duración promedio de un viaje	días/viaje	1	2	1	1	1	1	1
Días en el mar por embarcación por año	días/año	85	60	52	45	100	80	90
Costo del permiso de pesca anual ¹	USD/año	84	102	77	27	27	27	81
Costo de operación anual por embarcación	USD/emb./año	\$14,520	\$11,938	\$10,834	\$8,626	\$17,982	\$10,478	\$8,478
Costo promedio de una embarcación menor con motor fuera de borda	USD	\$12,882	\$12,882	\$12,882	\$12,882	\$12,882	\$12,882	\$12,882
Costo promedio del equipo de pesca	USD	\$1,530	\$1,208	\$2,415	\$193	\$2,013	\$242	\$48
Interés real sobre el capital ahorrado o invertido ⁴	1/año	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
Costo de oportunidad de capital	USD	\$721	\$705	\$765	\$654	\$745	\$656	\$647

1CONAPESCA

2Incluye tres redes de monofilamento y dos pares de puertas de arrastre

3Incluye tres equipos de pesca

4Tomado del Banco de México

Los ingresos totales en las pesquerías ribereñas sólo corresponden al valor de la captura objetivo. Los precios corrientes, ingresos totales y renta del recurso por embarcación para la pesquería artesanal de camarón durante el periodo 2006-2011 pueden ser vistos en la tabla 6. En el caso de la pesquería ribereña de camarón el precio del camarón fue más alto en 2006 y más bajo en 2009. Los ingresos totales fueron mayores en 2008 y menores en 2011. La renta del recurso por embarcación fue más alta en 2008, generando \$63,171 USD; sin embargo, en general ésta mostró una tendencia decreciente desde el año 2008 hasta el 2011. A pesar de ello, las pérdidas acumuladas generadas por embarcación (\$20,457 USD) para el periodo 2006-2011 son menores comparadas con las ganancias acumuladas (\$117,538 USD). De tal forma que la renta del recurso acumulada por embarcación para este periodo es positiva, \$97,081 USD. A nivel del total de embarcaciones menores, la tendencia de la renta del recurso es decreciente a partir del 2008 (Figura 6). En conjunto, las perdidas acumuladas entre 2006-2011 fueron de \$476,802 USD mientras que las ganancias acumuladas \$6,987,355 USD. Es decir, para este periodo se tiene una renta del recurso acumulada por el total de embarcaciones positiva, \$6,510,553 USD.

Tabla 6. Renta del recurso por embarcación por año derivada de la pesquería ribereña de camarón durante el periodo 2006-2011 en el sureste del Golfo de California.

Años	¹ Precios corrientes (USD/t)	Ingresos Totales (USD)	Costos Totales (USD)	Renta por embarcación (USD)
2006	\$12,765	\$24,679	\$12,987	\$11,692
2007	\$10,118	\$4,818	\$13,325	-\$8,507
2008	\$10,979	\$76,854	\$13,682	\$63,171
2009	\$9,997	\$50,635	\$14,457	\$36,178
2010	\$10,795	\$21,375	\$14,878	\$6,497
2011	\$10,885	\$3,374	\$15,324	-\$11,950

¹Sistema Nacional de Información e Integración de Mercados

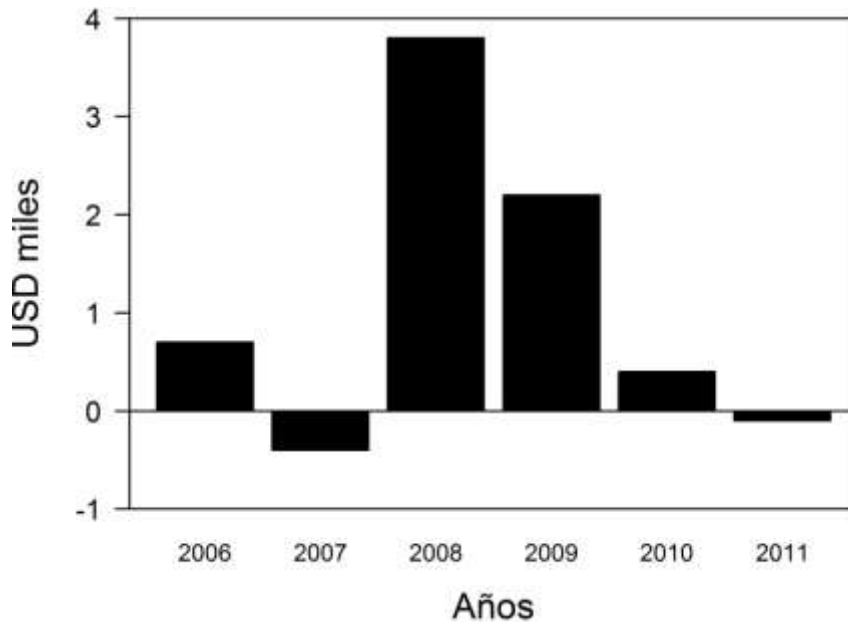


Figura 6. Renta del recurso para el total de embarcaciones por año derivada de la pesquería ribereña de camarón en el sureste del Golfo de California durante el periodo 2006-2011.

En el caso de la pesquería ribereña de tiburón el precio fue más alto en 2006 y más bajo en 2009 (tabla 7). Los ingresos totales fueron mayores en 2008 y menores en 2006. La renta del recurso por embarcación fue más alta en 2008, generando \$36,714 USD; sin embargo, ésta presentó una tendencia decreciente desde 2008 hasta 2010 con una pequeña recuperación en 2011. A pesar de ello, las pérdidas acumuladas (\$5,827 USD) generadas por embarcación son menores a las ganancias acumuladas

(\$54,370 USD) durante el periodo 2006-2011. La renta del recurso acumulada para este periodo fue de \$48,543 USD. A nivel del total de embarcaciones, aunque se muestra una renta del recurso positiva en 2011, la tendencia es decreciente a partir del 2008 (Figura 7). En conjunto, las pérdidas acumuladas entre 2006-2011 fueron de \$52,503 USD mientras que las ganancias acumuladas \$455,421 USD. Es decir, para este periodo se tiene una renta del recurso acumulada por el total de embarcaciones positiva, \$402,918 USD.

Tabla 7. Renta del recurso por embarcación por año derivada de la pesquería ribereña de tiburón durante el periodo 2006-2011 en el sureste del Golfo de California.

Años	¹ Precios corrientes (US\$/t)	Valor de la Captura (US\$)	Costos Totales (USD)	Renta por embarcación (US\$)
2006	\$2,886	\$8,311	\$10,801	-\$2,490
2007	\$2,825	\$12,657	\$11,082	\$1,575
2008	\$2,836	\$48,093	\$11,379	\$36,714
2009	\$2,119	\$9,022	\$12,023	-\$3,001
2010	\$2,222	\$12,037	\$12,373	-\$336
2011	\$2,761	\$28,825	\$12,745	\$16,081

¹Sistema Nacional de Información e Integración de Mercados

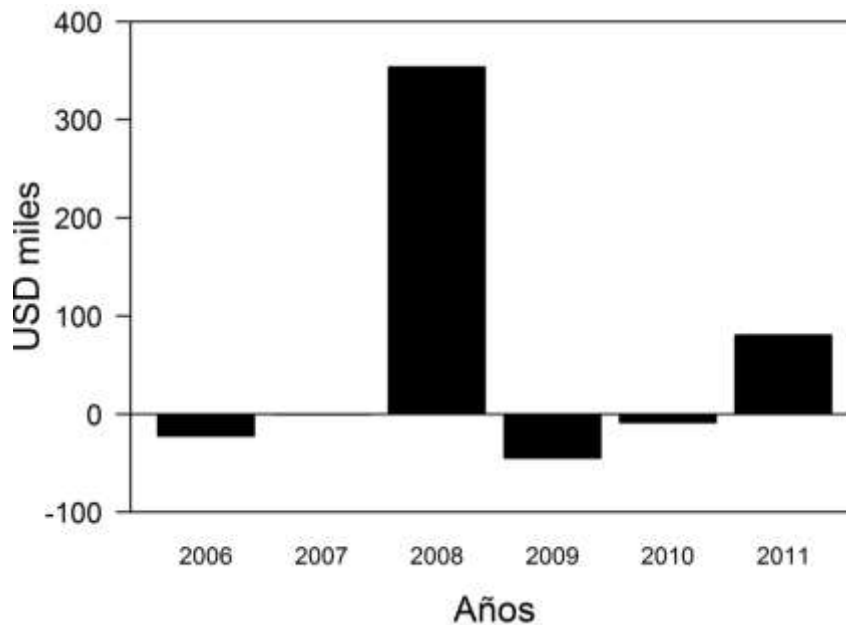


Figura 7. Renta del recurso para el total de embarcaciones por año derivada de la pesquería ribereña de tiburón en el sureste del Golfo de California durante el periodo 2006-2011.

En el caso de la pesquería ribereña de langosta el precio fue más alto en 2006 y más bajo en 2009 (Tabla 8). Los ingresos totales fueron mayores en 2008 y menores en 2009. La renta del recurso por embarcación fue más alta en 2008, generando \$33,688 USD; sin embargo, ésta mostró una tendencia decreciente desde 2008 hasta 2010, incluso en 2011 se obtuvieron pérdidas. A pesar de ello, las pérdidas acumuladas por embarcación acumuladas (\$9,294 USD) son menores a las ganancias acumuladas (\$44,831 USD) durante el periodo 2006-2011. La renta del recurso acumulada para este periodo fue de \$35,537 USD. A nivel de flota, la tendencia de la renta del recurso fue decreciente a partir del 2008 (Figura 8). En conjunto, las pérdidas acumuladas entre 2006-2011 fueron de \$120,810 USD mientras que las ganancias acumuladas \$582,807 USD. Es decir, para este periodo se tiene una renta del recurso acumulada por el total de embarcaciones positiva, \$461,997 USD.

Tabla 8. Renta del recurso por embarcación por año derivada de la pesquería ribereña de langosta durante el periodo 2006-2011 en el sureste del Golfo de California.

Años	¹ Precios corrientes (USD/t)	Valor de la Captura (USD)	Costos Totales (USD)	Renta por embarcación (USD)
2006	\$7,338	\$9,426	\$9,895	-\$469
2007	\$7,321	\$13,291	\$10,153	\$3,138
2008	\$7,186	\$44,113	\$10,425	\$33,688
2009	\$5,925	\$6,882	\$11,015	-\$4,133
2010	\$6,333	\$19,341	\$11,336	\$8,005
2011	\$6,439	\$6,984	\$11,676	-\$4,692

¹Sistema Nacional de Información e Integración de Mercados

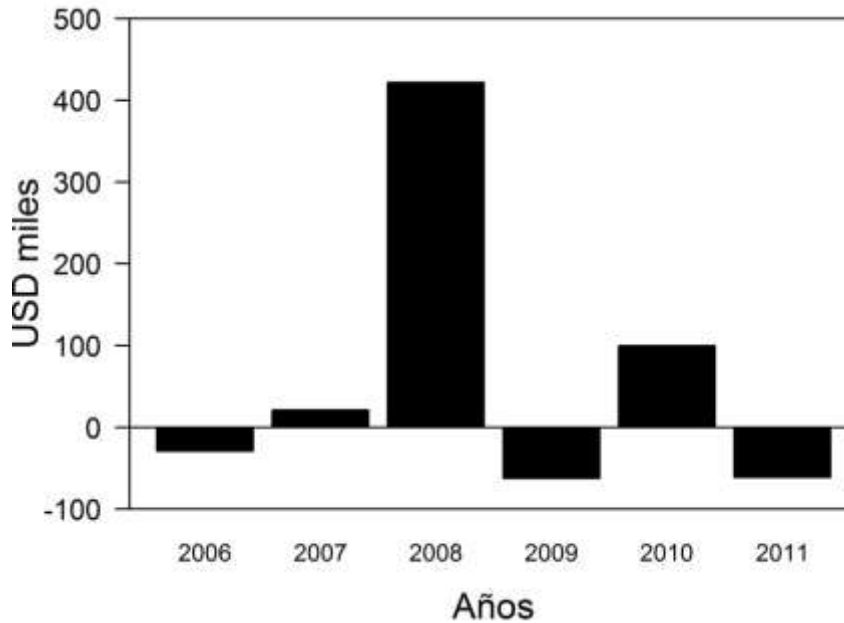


Figura 8. Renta del recurso para el total de embarcaciones por año derivada de la pesquería artesanal de Langosta en el sureste del Golfo de California durante el periodo 2006-2011.

Respecto a la pesquería ribereña de huachinango el precio más alto se registró en 2008 mientras el más bajo 2007. Los ingresos totales fueron mayores en 2008 y menores en 2007. La renta del recurso por embarcación fue más alta en 2008, generando \$17,796 USD; aunque en 2011 ésta presenta una recuperación, a partir del 2008 la tendencia es decreciente (Tabla 9). A pesar de ello, las pérdidas acumuladas por embarcación (\$19,614 USD) son menores a las ganancias acumuladas (\$34,313 USD) durante el periodo 2006-2011. La renta del recurso acumulada para este periodo fue de \$14,699 USD. A nivel de flota, la tendencia de la renta del recurso fue decreciente a partir del 2008 (Figura 9). En conjunto, las pérdidas acumuladas entre 2006-2011 fueron de \$218,917 USD mientras que las ganancias acumuladas \$260,346 USD. Es decir, para este periodo se tiene una renta del recurso acumulada por la flota negativa, de \$41,429 USD.

Tabla 9. Renta del recurso por embarcación por año derivada de la pesquería ribereña de huachinango durante el periodo 2006-2011 en el sureste del Golfo de California.

Años	¹ Precios corrientes (USD/t)	Valor de la Captura (USD)	Costos Totales (USD)	Renta por embarcación (USD)
2006	\$6,708	\$8,927	\$7,887	\$1,040
2007	\$5,288	\$463	\$8,093	-\$7,630
2008	\$7,314	\$26,106	\$8,310	\$17,796
2009	\$5,333	\$5,226	\$8,780	-\$3,554
2010	\$6,566	\$606	\$9,036	-\$8,430
2011	\$7,081	\$24,784	\$9,307	\$15,477

¹Sistema Nacional de Información e Integración de Mercados.

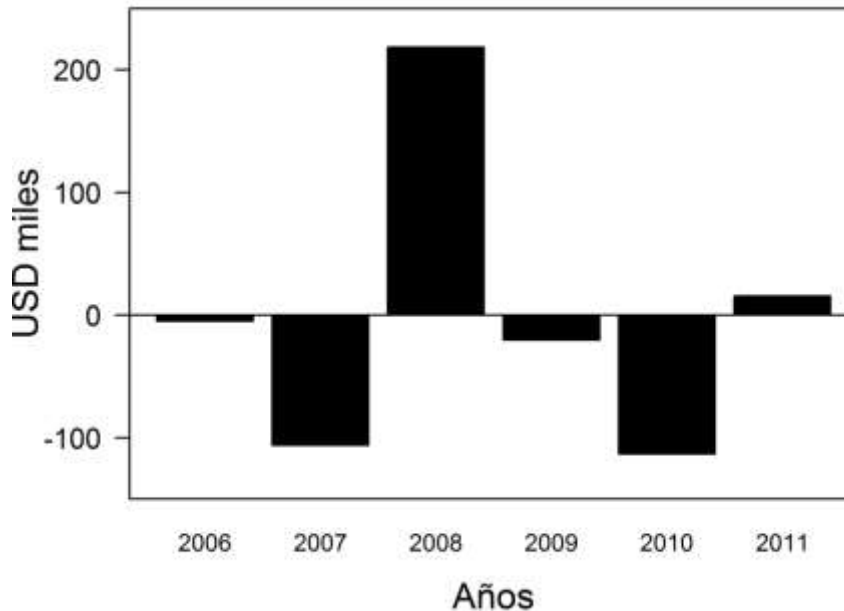


Figura 9. Renta del recurso para el total de embarcaciones por año derivada de la pesquería artesanal de Huachinango en el sureste del Golfo de California durante el periodo 2006-2011.

En el caso de la pesquería ribereña de sierra el precio más alto se registró en 2006 mientras el más bajo 2009. Los ingresos totales fueron mayores en 2008 y menores en 2011. La renta del recurso por embarcación fue más alta en 2008, generando \$110,475 USD, y la menor en 2011; a partir del 2008 la tendencia es decreciente (Tabla 10). No existen pérdidas durante el periodo 2006-2011, por lo que las ganancias acumuladas por embarcación para este periodo fueron de \$288,752

USD. A nivel de flota, la tendencia de la renta del recurso fue decreciente a partir del 2008 (Figura. 10). En conjunto, para el periodo 2006-2011 la flota obtuvo ganancias acumuladas por \$3,788,262 USD.

Tabla 10. Renta del recurso por embarcación por año derivada de la pesquería ribereña de sierra durante el periodo 2006-2011 en el sureste del Golfo de California.

Años	¹ Precios corrientes (USD/t)	Valor de la Captura (USD)	Costos Totales (USD)	Renta por embarcación (USD)
2006	\$2,873	\$45,413	\$15,893	\$29,520
2007	\$2,812	\$43,347	\$16,308	\$27,039
2008	\$2,355	\$127,220	\$16,744	\$110,475
2009	\$2,307	\$52,179	\$17,692	\$34,487
2010	\$2,708	\$92,355	\$18,208	\$74,148
2011	\$2,663	\$31,837	\$18,754	\$13,083

¹Sistema Nacional de Información e Integración de Mercados.

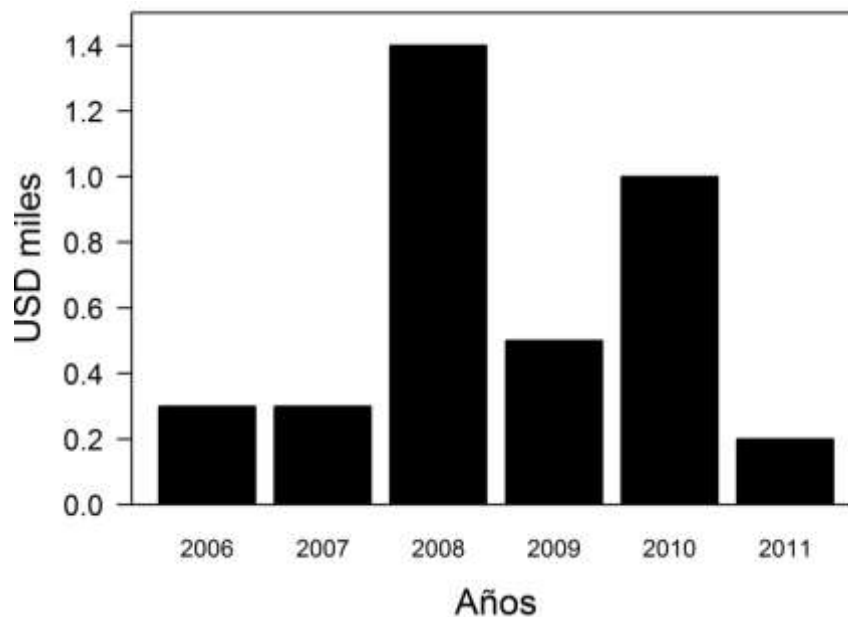


Figura 10. Renta del recurso para el total de embarcaciones por año derivada de la pesquería ribereña de sierra en el sureste del Golfo de California durante el periodo 2006-2011.

En el caso de la pesquería ribereña de robalo el precio más alto se registró en 2006 mientras el más bajo 2009 (Tabla 11). Los ingresos totales fueron mayores en 2008 y menores en 2011. La renta del recurso por embarcación fue más alta en 2008, generando \$9,536 USD; con excepción del año 2008 la tendencia es decreciente. Por tanto, las pérdidas acumuladas (\$31,371 USD) por embarcación son mayores a las ganancias acumuladas durante el periodo 2006-2011. La renta del recurso acumulada para este periodo fue negativa, de \$21,835 USD. A nivel de flota, existe una clara tendencia decreciente de la renta del recurso de 2006-2011(Figura 11). En conjunto, las pérdidas acumuladas para la flota entre 2006-2011 sumaron \$407,819 USD mientras que las ganancias \$123,965 USD. Es decir, para este periodo se tiene una renta del recurso acumulada por la flota negativa, de \$283,854 USD.

Tabla 11. Renta del recurso por embarcación por año derivada de la pesquería ribereña de robalo durante el periodo 2006-2011 en el sureste del Golfo de California.

Años	¹ Precios corrientes (USD/t)	Valor de la Captura (USD)	Costos Totales (USD)	Renta por embarcación (USD)
2006	\$8,697	\$4,215	\$9,459	-\$5,244
2007	\$8,223	\$1,910	\$9,705	-\$7,795
2008	\$7,675	\$19,501	\$9,965	\$9,536
2009	\$6,559	\$6,306	\$10,529	-\$4,223
2010	\$7,008	\$2,048	\$10,836	-\$8,788
2011	\$7,992	\$5,840	\$11,161	-\$5,321

¹Sistema Nacional de Información e Integración de Mercados.

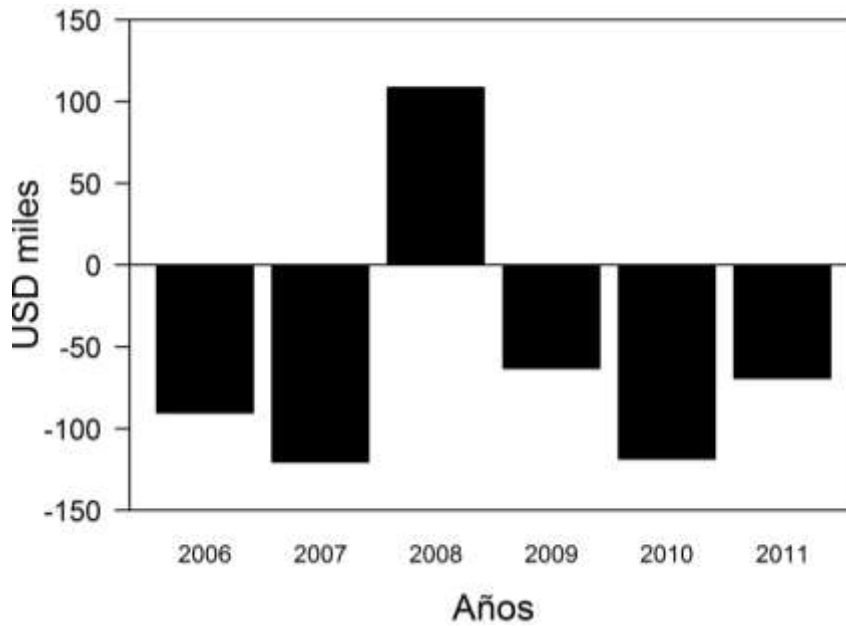


Figura 11. Renta del recurso por flota por año derivada de la pesquería ribereña de robalo en el sureste del Golfo de California durante el periodo 2006-2011.

Finalmente, en el caso de la pesquería ribereña de ostión el precio más alto se registró en 2010 mientras el más bajo 2009 (Tabla 12). Los ingresos totales fueron mayores en 2008 y menores en 2006. La renta del recurso por embarcación fue más alta en 2008, generando \$103,506 USD. Durante el periodo 2006-2011 la renta del recurso por embarcación fue positiva; sin embargo, desde el 2008 la tendencia es decreciente. Las ganancias acumuladas por embarcación durante 2006-2011 fueron de \$285,672 USD. A nivel de flota, existe una tendencia decreciente de la renta del recurso a partir de 2008 (Figura 12). No se generaron pérdidas, por lo que la renta del recurso acumulada para la flota fue \$3,915,215 USD.

Tabla 12. Renta del recurso por embarcación por año derivada de la pesquería ribereña de ostión durante el periodo 2006-2011 en el sureste del Golfo de California.

Años	¹ Precios corrientes (USD/t)	Valor de la Captura (USD)	Costos Totales (USD)	Renta por embarcación (USD)
2006	\$12,633	\$15,840	\$7,802	\$8,039
2007	\$13,196	\$60,043	\$8,005	\$52,038
2008	\$13,474	\$111,725	\$8,219	\$103,506
2009	\$12,515	\$84,580	\$8,685	\$75,895
2010	\$13,338	\$47,524	\$8,938	\$38,587
2011	\$12,770	\$16,814	\$9,206	\$7,608

¹Sistema Nacional de Información e Integración de Mercados.

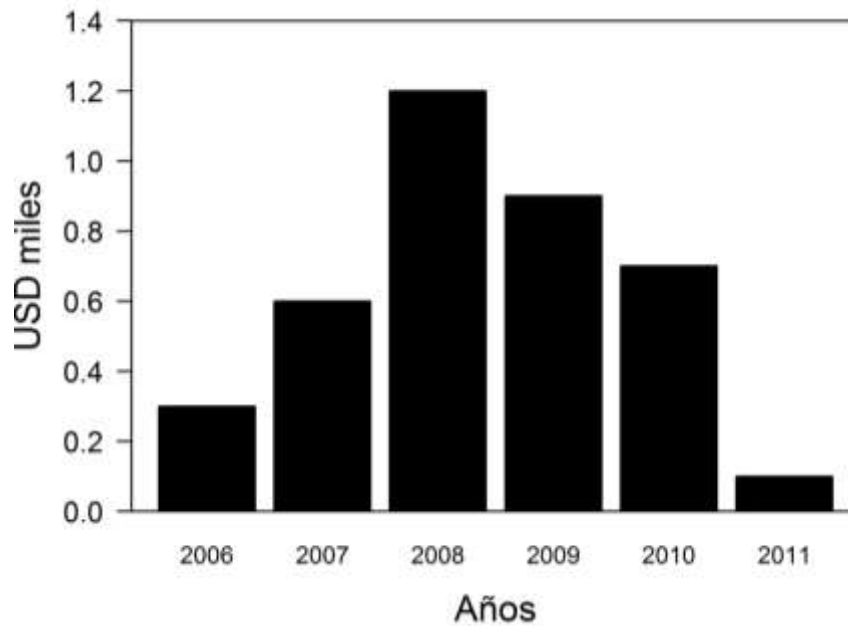


Figura 12. Renta del recurso para el total de embarcaciones por año derivada de la pesquería ribereña de ostión en el sureste del Golfo de California durante el periodo 2006-2011.

2.4 DISCUSIÓN

En el presente estudio se logró describir el comportamiento temporal de la renta de los recursos generada por la pesquería industrial de camarón durante el periodo 2006-2014 y de las pesquerías artesanales económicamente importantes en el sureste del Golfo de California durante 2006-2011. Tomando en consideración la renta del recurso generada por estas pesquerías, se concluye que todas ellas operan bajo una condición económicamente insostenibilidad. En general, este tipo de estudios son importantes porque permiten ofrecer un marco de referencia desde el enfoque bioeconómico que posteriormente puede ser usado para realizar una modelación dinámica del esfuerzo pesquero, captura y biomasa de forma temporal o espacial (Gordon, 1954; Schaefer, 1954; Anderson & Seijo, 2010). Ello permitiría generar puntos de referencia límite por recurso explotado que potencialmente podrían ser incorporados en los esquemas de manejo actual de los recursos pesqueros en México (Caddy & Mahon, 1995; Die & Caddy, 1997); además del análisis de riesgo e incertidumbre para conocer la probabilidad de exceder dichos puntos de referencia. De esta forma se podrían generar estrategias que mejoren dichos esquemas de manejo (Seijo *et al.*, 1997; Seijo & Caddy, 2000; Anderson & Seijo, 2010; Munro, 2012).

En el caso de la CPUE de los recursos pesqueros, ésta normalmente es usada como un indicador que representa la abundancia relativa de éstos (Maunder & Starr, 2003). En el caso de la pesquería industrial de camarón, la CPUE mostró incrementos marginales durante el periodo 2006-2014 con excepción del año 2012. En este sentido, el coeficiente de variación refleja la variabilidad del recurso expresada por la CPUE, y en conjunto con los incrementos marginales representan una tendencia positiva. A pesar de que las capturas por sí mismas son mayores comparadas con ecosistema como el de Madagascar y Guinea Francesa (Chaboud & Vendeville, 2011), no representa una condición de sostenibilidad. En el caso de las pesquerías artesanales, todas ellas muestran un valor máximo de CPUE en 2008; sin embargo, sin tomar en cuenta ese valor, la tendencia de la CPUE es negativa. Es decir, la tendencia de todas estas pesquerías muestra signos de sobreexplotación y en el caso de la pesquería

industrial de camarón ésta puede deberse a las políticas de manejo mal implementadas. En el caso de las pesquerías ribereñas la principal fuente de sobreexplotación es la condición de acceso abierto en la que operan. A pesar de que la pesquería de langosta y ostión cuentan con medidas de manejo, tales como restricciones en las artes de pesca, talla mínima legal, periodo de veda y protección de hembras ovígeras en el caso de langosta, se podría considerar que operaran bajo ésta condición (DOF, 2012). De acuerdo con Sutinen (1999) el acceso abierto en pesquerías es la principal causa de sobreexplotación de los recursos marinos en todo el mundo.

Hilborn & Peterman (1996) identificaron un conjunto de fuentes de incertidumbre asociada a la evaluación y manejo de los stocks tales como las condiciones políticas, sociales y económicas. Las pesquerías responden temporalmente a la intensidad de pesca con diferente grado de correlación, de tal forma que la renta del recurso puede ser usada como un indicador para evaluar su rendimiento a diferencia de los métodos convencionales basados en biomasa, captura y esfuerzo (Sparre & Vennema, 1995). De acuerdo con García (1997), la renta del recurso por unidad de esfuerzo en el tiempo puede ser evaluada para establecer algún punto de referencia que sería de gran utilidad en el manejo de pesquerías.

En el Golfo de California en el caso de la pesquería industrial de camarón se cuenta con un solo estudio realizado a partir del enfoque bioeconómico. En este estudio, Almendarez-Hernández *et al.* (2015) evaluó el riesgo e incertidumbre de la operación de las flotas de Guaymas y Mazatlán bajo dos escenarios: sin y con variabilidad ambiental. Los autores concluyen que sin considerar la variabilidad ambiental, la flota de Guaymas es más eficiente en términos económicos, pero que cuando se tienen un escenario de cambios en el ambiente los rendimientos económicos tienden a ser menores en ambas flotas. Una de las principales diferencias con este estudio, es que si bien se determinó la renta del recurso, ésta fue sin considerar cambios en las condiciones ambientales pero además se determinó el valor real de la pesquería de camarón durante un periodo de nueve años. Shotton & Francis (1997) y Gabriel *et al.* (1997) argumentan que uno de los factores que ha contribuido a la insostenibilidad de las pesquerías es la incapacidad de los manejadores, por falta de

elementos, para hacer frente al riesgo e incertidumbre. A partir de ello se hace evidente la necesidad de incorporar las fuentes de incertidumbre procedente de la variabilidad ambiental y los estudios de rentabilidad en los esquemas de manejo, no solo de la pesca de camarón sino de las pesquerías en general, para lograr que las estrategias de manejo implementadas tenga una mayor posibilidad de éxito y con ello acercarse a un manejo sostenible de los recursos.

En el caso de las pesquerías ribereñas, Rodríguez-Quiroz *et al.*, (2010) determinaron que el 62% de la pesca ribereña en el alto Golfo de California se realiza en dos áreas marinas protegidas, con un valor real aproximado de \$5,897 USD millones al año. En el sureste del Golfo de California, las ganancias acumuladas durante el periodo 2006-2011 por las pesquerías ribereñas individuales de camarón, tiburón, langosta, huachinango, sierra, robalo y ostión apenas alcanzan los \$17, 119 USD. Esta diferencia en parte puede ser atribuida a que en el alto Golfo de California hay recursos con mayor valor en el mercado como camarón (*Litopenaeus stylirostris*), curvina (*Cynoscion othonopterus*), chano (*Micropogonias megalops*), macarelas (*Scomberomorus spp.*) y algunas especies de rayas y tiburones (Rodríguez-Quiroz *et al.*, 2010). Además, existe una mayor vigilancia sobre la pesca ilegal como consecuencia de los incentivos económicos generados para ello debido al estatus de protección de especies endémicas como la vaquita marina (*Phocoena sinus*) y totoaba (*Totoaba macdonaldi*; Aragón-Noriega *et al.*, 2010).

En Sinaloa, las únicas pesquerías ribereñas que cuentan con medidas de manejo son la de ostión y langosta (DOF, 2012). La pesquería de ostión ha presentado oscilaciones en sus capturas entre los años 1983-2010 con rendimientos máximos por encima de las 800 toneladas en 1990 y 2007. Sin embargo, de 2008 a 2010 se muestra una tendencia negativa donde las capturas apenas alcanzan las 300 toneladas. La pesquería de langosta muestra una tendencia negativa en sus capturas entre 1985-2004 oscilando entre 20-40 toneladas aproximadamente; de 2005 a 2007 se revirtió esta situación, sin embargo, las capturas volvieron a caer en 2009 (DOF, 2012). La regulación de estas dos pesquerías y la documentación de sus registros de captura ha

permitió conocer su estatus de aprovechamiento. En el caso de las pesquerías artesanales de camarón, tiburón, huachinago, sierra y robalo debido a que no se encuentran reguladas no es posible conocer su estado de explotación. En este estudio el comportamiento de la renta generada por estas pesquerías artesanales sugiere que para evitar la sobre-explotación de estos recursos es necesario la implementación de medidas de manejo. En este sentido, de acuerdo con Agar & Sutinen (2004), en el caso de pesquerías ribereñas multiespecíficas el éxito de las estrategias de manejo no solo depende de las modificaciones en las artes de pesca, sino también de las características biológicas y económicas de las pesquerías. Justamente este es el caso de las pesquerías ribereñas que se desarrollan en el ecosistema sureste del Golfo de California, donde las pérdidas económicas identificadas principalmente en las pesquerías de camarón, tiburón, huachinago y robalo ponen en evidencia la falta de periodos de veda, tallas mínimas, cuotas de captura y de tamaños y número de artes de pesca a emplear, o particularmente en la pesquería de langosta y ostión, fallas en su aplicación. En el caso de la pesquería de abulón en Baja California Sur la implementación de cuotas de captura en su esquema de manejo permitió detener la tendencia negativa de las capturas de 1990 al 2010 (DOF, 2012). La implementación de estas medidas en los esquemas de manejo formales de las pesquerías ribereñas del sureste del Golfo de California puede, primeramente, detener las pérdidas económicas y segundo permitir la recuperación de los stocks lo que se puede traducir en una mejora de la rentabilidad de estas pesquerías.

El comportamiento de la renta del recurso generada por la pesquería industrial de camarón en el sureste del Golfo de California sugiere que ésta opera bajo condiciones de insostenibilidad donde los ingresos totales no compensan a los costos totales. Particularmente en esta pesquería, esta situación es debida al incremento en los costos de los insumos, principalmente del combustible el cual representa la mayor inversión dentro de los costos de operación. Lo anterior concuerda con lo reportado por Almendarez-Hernández (2013) en un estudio independiente de la pesquería industrial de camarón en Mazatlán, Sinaloa. Si bien, la pesquería industrial de camarón generó renta postiva solo en los años 2013 y 2014, la pesquería a seguido operando durante el

periodo analizado, 2006-2014. Para ello, la hipótesis es que el valor agregado post-captura del recurso, los subsidios (principalmente de diésel y retiro voluntario de embarcaciones) y los apoyos a la modernización de la flota por parte del gobierno federal parecen ser los factores de que la flota se siga sosteniendo a lo largo del tiempo.

Si bien se conocen algunas estimaciones de costos de operación anual de la pesquería industrial de camarón en Latinoamérica, sus magnitudes no son del todo comparables con las que se muestran en el presente estudio (Seijo *et al.*, 2015). Esto debido a que, en México, los precios de las gasolinas y el diésel se encuentran monopolizados por el Gobierno Federal y regulados por la “Ley Orgánica de la Administración Pública Federal”, a diferencia de países como Estados Unidos de América en donde éstos se rigen por competencia del mercado. En México, de enero de 2007 a enero de 2015 los precios de la gasolina premium y magna incrementaron un 73.04% y 100.74% respectivamente, mientras que el diésel incremento un 147.82% (Reyes-Tépach, 2015). Actualmente, en México se maneja precios de combustibles más altos incluso que los precios internacionales. Lo anterior representa, que, si los combustibles en México entraran en una *libre competencia* o de *libre mercado*, los precios seguirían siendo altos debido a que éstos tienen un impuesto muy elevado (Impuesto Especial de Productos y Servicios), el cual se encuentra alrededor de los \$ 7.50 MXN por litro como consecuencia de una política fiscal.

Particularmente, en el caso de la pesquería industrial de camarón, el modelo económico por el cual se rigen los combustibles en México, a pesar de que la pesquería tiene un subsidio por parte del Gobierno Federal, por si solo no genera escenarios de certidumbre, mucho menos incentivos económicos y desalienta la inversión. Esta política que no favorece a los productores pesqueros, está llevando a una reducción del número de embarcaciones que participan en esta pesquería, pero bajo una condición económica insostenible para los actores que permanecen en ella. De acuerdo con Chaboud & Thébaud (2009) este tipo de incentivos económicos (subsidios) generan efectos negativos en las pesquerías tales como la sobrecapitalización y la disipación de renta del recurso a lo largo del tiempo porque se incrementan los costos de operación

por embarcación principalmente en función del aumento de las embarcaciones. En el sureste del Golfo de California, el acceso abierto en el que operó la pesquería industrial de camarón en las primeras décadas y los posteriores subsidios al diésel, ocasionaron que actualmente la pesquería se encuentre sobre-capitalizada.

En el caso de las pesquerías artesanales de camarón, tiburón y huachinango se observó una reducción del esfuerzo de pesca durante el periodo 2006-2011 como consecuencia de una disminución de la renta generada por estos recursos. De acuerdo a la dinámica de estas flotas, no existe un incentivo económico para continuar en estas pesquerías. Sin embargo, los que permanecen en ellas es debido a que la pesca es su principal fuente de empleo e ingresos y es la actividad que mejor desarrollan. En este sentido, la pesquería artesanal de camarón en el sureste del Golfo de California es una pesquería tradicional y una actividad productiva muy arraigada en los pescadores la cual opera desde hace más de 40 años aproximadamente y que incluso ha pasado de generación en generación. Esto mismo ocurre con algunas otras pesquerías artesanales como langosta, tiburón y sierra. Es decir, las pesquerías artesanales tienen un papel importante dentro de las actividades económicas a lo largo de los puertos de pesca del sureste del Golfo de California. Las capturas de todas las pesquerías analizadas en el ecosistema sureste del Golfo de California fueron máximas en 2008 y éstas disminuyeron hacia 2011. En este sentido, empíricamente, los pescadores reconocen la variabilidad a la que están sujetos los recursos marinos tanto en espacio como tiempo. Por lo que para compensar las pérdidas económicas obtenidas en algunos años pueden cambiar su zona de pesca habitual. Dado estas características y a pesar de que la renta generada por los recursos nos les favorece en algunos años, existen pescadores que deciden permanecer dentro de estas pesquerías ribereñas en el sureste del Golfo de California.

De acuerdo con Caddy & Seijo (2005) la sostenibilidad de una pesquería representa mantener de forma sostenida a lo largo del tiempo una serie de beneficios. En este sentido, la renta del recurso de las pesquerías analizadas en el presente estudio muestra una gran variabilidad incluso con renta del recurso negativa. En el caso de la pesquería industrial de camarón, lo anterior en parte es debido a que el desarrollo

de la tecnología de capturas y procesamiento de los productos pesqueros va a una tasa de cambio más elevada que la propia eficiencia de las medidas de control que son establecidas (Freon & Misund, 1999; Caddy, 1999a). Mientras que en las pesquerías ribereñas que se desarrollan en el sureste del Golfo de California es consecuencia de la condición de acceso abierto en la que operan. Además, los incentivos inadecuados, el crecimiento de la demanda, pobreza y falta de empleos alternos, la incertidumbre asociada a las pesquerías y la falta de una estructura gubernamental sólida dificultan la implementación de acciones de manejo que revierta la situación de insostenibilidad (Greboval, 2002).

Desde el enfoque bioeconómico, la sostenibilidad de una pesquería representa una o varias medidas de manejo (esfuerzo, tasa de captura, entre otras) con las cuales se logre generar y mantener de forma sostenida la renta del recurso a lo largo del tiempo. Bajo esta condición significaría operar una pesquería en el Máximo Rendimiento Económico (MRE) el cual se encuentra por debajo del nivel de Máximo Rendimiento Sostenible (MRS) y el que además, representa un escenario más conservador de la biomasa del recurso explotado (Seijo *et al.*, 1997; Anderson & Seijo, 2010). La pesquería industrial de camarón opera en el MRS y de acuerdo con Larkin (1997) es un punto de referencia riesgoso en el manejo de pesquerías comparado con las características de operar en el MRE. Finalmente, en este estudio se propone la implementación de cuatro acciones principalmente para mitigar la insostenibilidad de estas pesquerías: 1) que los científicos, manejadores y tomadores de decisiones trabajen muy estrechamente en objetivos económicos similares; 2) generar propuestas de manejo basadas en criterios sociales y económicos de las pesquerías a partir de enfoques integradores; 3) cambiar las prácticas de pesca insostenibles por aquellas que reduzcan los niveles de bycatch y 4) buscar pesquerías alternas con potencial de explotación en la zona tanto para la flota industrializada como para la ribereña. Con ello, no solo se buscaría maximizar la renta de los recursos explotados sino además mantener la sostenibilidad del propio ecosistema.

**Capítulo 3. Implicaciones de la
variabilidad ambiental sobre la
organización del ecosistema sureste
del Golfo de California.**

3.1 INTRODUCCIÓN

Las poblaciones explotadas se encuentran expuestas a diferentes presiones como la sobrepesca (West *et al.*, 2009; Chabot *et al.*, 2015) y aquellas provocadas por los cambios ambientales (Coulthard, 2008; Badjeck *et al.*, 2010) los cuales en conjunto hacen variar la abundancia de estas poblaciones de forma espacial y temporal. Estos factores incrementan la incertidumbre en los modelos pesqueros generando que el manejo sea complicado. Se reconoce que las medidas de manejo basadas en limitar la captura y esfuerzo pueden ser más eficientes en pesquerías basadas en recursos objetivos (sin captura incidental), mientras en la pesca ribereña por su naturaleza de multiespecífica en la captura se dificulta su implementación (Salas *et al.*, 2007; Rodríguez-Ramírez & Ojeda-Ruíz, 2012). Esto debido a su propia dinámica de operación la cual involucra a múltiples usuarios y especies objetivo, uso de distintos artes y métodos de pesca además de una diversidad de áreas de captura (Salas *et al.*, 2007; Seijo *et al.*, 2009).

En la costa sureste del Golfo de California, México la pesca ribereña captura tiburón, langosta, ostión, sierra, dos especies de camarón (*Farfantepenaeus californiensis* y *Litopenaeus vannamei*), pargos y huachinangos además de dorado (*Coryphaena hippurus*). Este último recurso, en México se encuentra restringido a la pesca deportivo-recreativa de acuerdo a la norma NOM-017-PESC-1994 y su captura con fines comerciales es considerada como ilegal. Uno de los principales problemas a los que se enfrenta la pesca ribereña es que opera, en la práctica, bajo acceso abierto (Sutinen, 1999). Por otro lado, la pesca industrial de camarón en esta zona, desde sus inicios en los años 1940, operó en acceso abierto lo que ha favorecido que actualmente se encuentre sobrecapitalizada; aun cuando actualmente opera con algunas medidas regulatorias para tratar de sostener y recuperar las poblaciones. Actualmente se considera que el recurso es aprovechado al máximo sustentable (DOF, 2012).

Bajo condiciones ambientales estables se supone que la principal fuente de variación en la abundancia de las poblaciones explotadas es la pesca. En el contexto del manejo convencional de los recursos esta condición implica que manteniendo una

tasa de explotación tal que no exceda la tasa de renovación de los recursos, permite mantener su biomasa estable resultando en una explotación sostenible (Arreguín-Sánchez, 2014). Sin embargo, actualmente se enfrenta a una condición, global, de cambio climático (Crowley & Lowery, 2000; Esper *et al.*, 2005) en la que se desconocen sus efectos en el mediano y largo plazo de la abundancia de los recursos explotados, y en consecuencia de las medidas de manejo que serían necesarias para adaptarse a estos cambios. Lo anterior significa que bajo esta condición el enfoque convencional no toma en cuenta la evolución del ecosistema, y como consecuencia de las poblaciones, por lo que disminuye la probabilidad de éxito de cualquier estrategia de manejo de los recursos explotados; o al menos aumenta la incertidumbre de éxito. Una alternativa a ello, es utilizar un enfoque integrador como el “*Ecosistemico*” en el cual la sostenibilidad se mide por el mantenimiento de su organización y funcionamiento a lo largo del tiempo (Saint-Beat *et al.*, 2015). Lo anterior implica que mientras la biomasa de los recursos puede variar a lo largo del tiempo como consecuencia del cambio climático, la organización y función del ecosistema se puede mantener en niveles sostenibles dependiendo de la configuración adoptada (Arreguín-Sánchez, 2014). El objetivo de este capítulo es determinar el comportamiento temporal del indicador de capacidad de auto-organización del ecosistema bajo el efecto del cambio climático y las consecuencias en su estructura y funcionamiento.

3.2 METODOLOGÍA

3.2.1 Influencia de las variables ambientales sobre la CPUE

Para determinar la relación entre las variables ambientales (variables predictoras) y la CPUE usada como un indicador de la abundancia relativa (variable de respuesta) de los grupos funcionales y si la relación fue estadísticamente significativa se construyeron una serie de Modelos Aditivos Generalizados (GAM's, por sus siglas en inglés; Hastie & Tibshirani, 1986, 1990). La ecuación que describe estos modelos es la siguiente:

$$Y = \alpha \sum_{j=1}^n f_j(X_j) + \xi$$

donde: Y es la variable dependiente (CPUE); X_j variables explicatorias o predictivas y $f_j(X_j)$ son las funciones suavizadoras.

En general, el uso este tipo de modelos ofrece una visión sobre los procesos ecológicos que producen patrones, por ejemplo, espaciales o temporales como la abundancia (Austin *et al.*, 1990). El concepto de parsimonia, es decir, que el modelo más simple es el mejor, está inherente en este tipo de modelos. Para el ajuste de estos modelos, se usó información mensual tanto de la CPUE de cada uno de los grupos funcionales como de las variables e indicadores ambientales durante el periodo 2006-2011. Los grupos funcionales usados, dada la información disponible, fueron Ariidae, Penaeidae, Lutjanidae, Pleuronectiformes, Bivalvia. Después, se usó información satelital de variables ambientales locales como TSM (Satélite NOAA POES AVHRR con una cobertura de 0.1 grado), CHL-A (Satélite Aqua MODIS con una cobertura de 0.05 grados) y viento global (Satélite NCDC Blended con una cobertura de 0.25 grados), además de indicadores ambientales que describen procesos de meso-escala como PDO, MEI y PNA. La información satelital fue obtenida a través de la siguiente página: <http://coastwatch.pfeg.noaa.gov/coastwatch/CWBrowser.jsp>

Se realizó un análisis de colinealidad para descartar autocorrelación entre las variables. El mejor modelo GAM construido para cada uno de los grupos funcionales se eligió con base en el menor valor de AIC (coeficiente de información de Akaike por sus siglas en inglés; Akaike, 1973), usado como medida de bondad de ajuste. El modelo GAM fue ajustado en R (R Development Core Team, 2011) versión 2.5.0 usando el paquete mgcv versión 1.7-5 (Wood, 2011). De esta manera se identificaron las variables ambientales que afectan significativamente la abundancia de los recursos.

3.2.2 Modelo trófico base

Se usó un modelo trófico tipo *Ecopath* que representa las condiciones del sureste del Golfo de California durante el periodo 2006-2007 construido por Hernández-Padilla (2012), el cual fue actualizado incluyendo un grupo de tiburones (Carchariniformes) dada la importancia económica de la pesquería de tiburón en la zona de estudio. De esta forma se contó con un modelo trófico base con 38 grupos funcionales (Anexo 1 y 2). El modelo considera dos tipos de flotas: a) industrial de camarón y b) ribereña la cual fue subdividida en siete pesquerías objetivas, camarón, tiburón, langosta, huachinango, sierra, robalo y ostión.

3.2.3 Simulaciones temporales en *Ecopath* con *Ecosim*

Las simulaciones temporales se realizaron en la plataforma de *Ecopath* con *Ecosim* versión 6.5 (www.ecopath.org). Éste modelo trófico proporciona una capacidad de simulación dinámica del ecosistema, con parámetros iniciales clave que provienen del modelo *Ecopath* Base. *Ecosim* utiliza un sistema de ecuaciones diferenciales que expresan las tasas de flujo de biomasa entre los grupos como una función de la biomasa que varía en el tiempo (Christensen & Walters, 2004). Estos cambios de biomasa son expresados a partir de la siguiente ecuación diferencial y deriva de la ecuación de producción del modelo de simulación estático:

$$\frac{dB_i}{dt} = g_i \sum Q_{ij} + I_i - (MO_i + F_i + e_i)B_i \quad \text{Ecuación (1)}$$

donde $\frac{dB_i}{dt}$ representa la tasa de cambio durante el intervalo de tiempo dt de un grupo (i) en términos de su propia biomasa (B_i); g_i es la eficiencia de crecimiento neta (relación producción / consumo); MO_i es la tasa de mortalidad natural que no es debida a

depredación (otro tipo de mortalidad); F_i es la tasa de mortalidad por pesca; e_i es la tasa de emigración; I_i es la tasa de inmigración.

En la ecuación 1 se estima el consumo total por el grupo (i) (proporcional a la producción) y la depredación por todos los depredadores. Las tasas de consumo (Q_{ij}) se calculan con base en el concepto de “foraging arena”, donde B_i se divide en componentes vulnerables y no vulnerables (Walters *et al.*, 1997). De esta manera, la tasa de consumo de un depredador i que se alimenta de una presa j , en Ecosim se calcula con la siguiente función:

$$Q_{ij} = \frac{a_{ij} \cdot v_{ij} \cdot B_i \cdot P_j}{2v_{ij} + a_{ij} \cdot P_j} \quad \text{Ecuación (2)}$$

donde a_{ij} es la tasa de búsqueda efectiva de un depredador i que se alimenta de una presa j ; v_{ij} es la vulnerabilidad que expresa la tasa con la que se aprovecha una presa en movimiento dado si es vulnerable o no; B_i es la biomasa de la presa i ; P_j es la abundancia del depredador j . De forma general, una baja vulnerabilidad implica un control de abajo hacia arriba y alta vulnerabilidad implica un control de arriba hacia abajo (Hunt & McKinnell, 2006). En este sentido, se utilizaron los valores por defecto del modelo ($v_{ij}=0.2$) que representan un escenario conservador donde ambos tipos de control de flujos tróficos ocurren.

3.2.4 Calibración del modelo Ecosim base

Antes de realizar cualquier simulación temporal se requiere ajustar el modelo base para que las simulaciones temporales tengan un nivel de certidumbre adecuado. Este proceso implica que el modelo sea capaz de reproducir las tendencias observadas de abundancia. Para ello, se ingresaron series independientes de biomasa relativa de 11 recursos pesqueros que comprenden el periodo 2006-2011 (recursos capturados de forma artesanal) y esfuerzo pesquero (días de pesca). Las series se asociaron con los siguientes grupos funcionales: Ariidae, Sciaenidae, Palinura, Pleuronectiformes,

Mugilidae, Gerreidae, Bivalvia Scombridae y Carchariniformes (Figura 14). Adicionalmente se incorporaron factores forzantes (parámetros ambientales) que regulan la abundancia relativa de estos grupos y de la productividad primaria.

El ajuste de la biomasa relativa en *Ecosim* a partir de los factores forzantes se realizó utilizando la información proporcionada por los modelos GAM's, es decir, solo se usaron aquellas variables e indicadores ambientales que tienen la mayor influencia sobre la biomasa relativa de los grupos funcionales. En *Ecosim*, el ajuste de los valores estimados por el modelo, a los valores observados, se efectuó mediante la minimización de la suma de cuadrados variando la vulnerabilidad.

3.2.5 Indicador de sostenibilidad y grado del orden del ecosistema

Se determinó la capacidad de auto-organización y grado de orden del ecosistema según la teoría de la información propuestas por Ulanowicz, (1986). Para ello, primero se calcularon los valores de Ascendencia (A), Capacidad de desarrollo (C) y Overhead (Φ) del ecosistema para el año base y el periodo simulado. En este sentido, Hirata & Ulanowicz (1984) y Ulanowicz & Norden (1990) utilizaron la teoría de la información para cuantificar la organización inherente a cualquier red trófica, es decir la certidumbre de flujos, donde A se expresa de la siguiente forma:

$$A = \sum_{i,j} T_{ij} \log \left(\frac{T_{ij} T_{..}}{T_{i.} T_{.j}} \right) \quad \text{Ecuación (3)}$$

donde:

T_{ij} = es el flujo de energía del grupo funcional i a otro grupo funcional j

$T_{..}$ = representa la suma de todas las actividades tróficas medibles que ocurren en el ecosistema, es decir los flujos totales de energía y se expresa de la siguiente forma:

$$T_{..} = \sum_{i,j} T_{ij} \quad \text{Ecuación (4)}$$

La principal ventaja de utilizar la teoría de información, para describir la organización de un ecosistema en términos de su contenido de información, es que permite cuantificar la incertidumbre de manera similar y complementaria. Entonces, la energía en reserva del ecosistema para responder ante perturbaciones se expresa mediante la siguiente relación:

$$\Phi = - \sum_{i,j} T_{ij} \log \left(\frac{T_{ij}^2}{T_i \cdot T_j} \right) \quad \text{Ecuación (5)}$$

La suma de la Ascendencia del ecosistema y el Overhead definen su capacidad total de desarrollo (C), y marca el límite superior teórico de la A . Este indicador se expresa de la siguiente forma:

$$C = A + \Phi \quad \text{Ecuación (6)}$$

A partir de la Ascendencia y Capacidad de desarrollo del ecosistema se calculó el indicador A/C el cual representado el grado de orden del ecosistema con respecto a su propia capacidad de desarrollo.

Posteriormente, se determinó el “*Potencial de auto-organización del ecosistema*” (F) con base en el indicador propuesto por Ulanowicz (2009, 2011). Este indicador es considerado como una medida de la sostenibilidad del ecosistema y se describe a partir de la siguiente ecuación (Figura 13):

$$F = - \left[\frac{e}{\log(e)} \right] a^\beta \log(a^\beta) \quad \text{Ecuación (7)}$$

donde a es el “*grado de orden del ecosistema*” el cual representa una medida relativa del poder de organización que fluye dentro del ecosistema y que varía entre 0 y 1; β es un parámetro de ajuste del modelo que representa el grado de inclinación. La función F también varía entre 0 y 1 y es totalmente adimensional. Particularmente, esta función describe la fracción de la actividad energética que es efectiva en la creación de un

balance sostenible entre la Ascendencia (A) y el Overhead (Φ). A cada valor de A/C desde 0 hasta 1 le corresponde un valor de F y de esta manera se tiene una relación teórica entre A/C vs F , de acuerdo a la ecuación 7 se representa como una función parabólica.

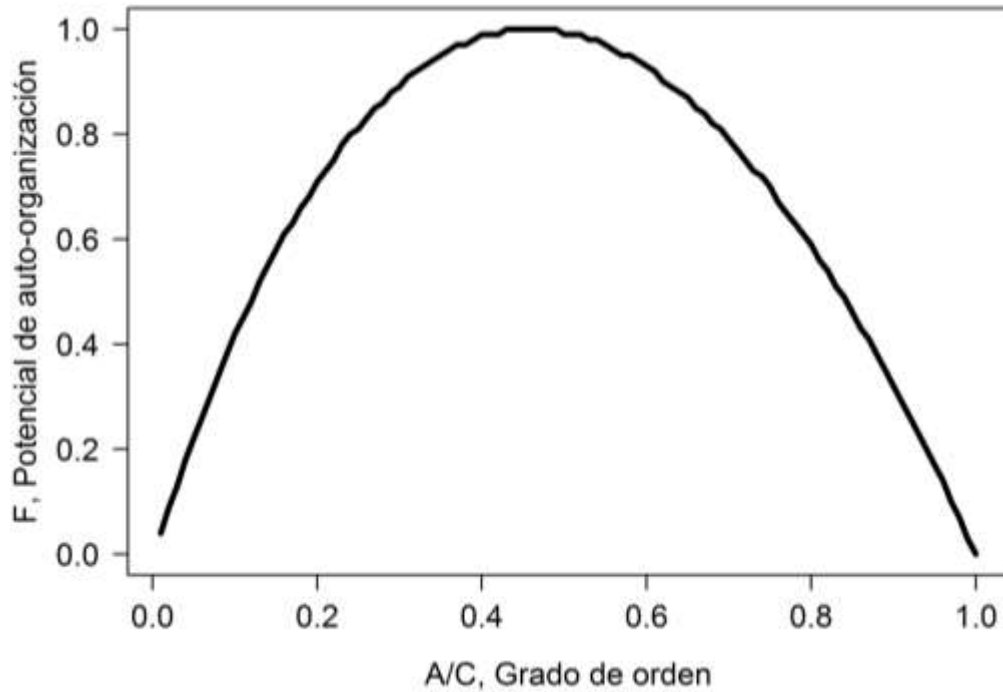


Figura 13. Relación teórica entre la capacidad de auto-organización de un ecosistema con respecto al cambio en su orden (entropía).

Teóricamente, un ecosistema que carece de ascendencia no tiene la actividad energética ni la organización necesaria para permanecer en el tiempo. De esta forma, los valores que se encuentran hacia el origen en esta relación corresponde a ecosistemas poco organizados, con exceso de overhead y que además, son poco eficientes en el uso de la energía (Ulanowicz *et al.*, 2009).

Por otro lado, ecosistemas que están estrechamente limitados en la transferencia de energía y adaptados a un entorno en particular pudieran ser más frágiles (Holling, 1986) o senescentes (Salthe, 1993) y son propensos a colapsar aun en perturbaciones

menores. En este sentido, hacia el extremo derecho de esta relación se ubican ecosistemas más complejos, más eficientes para transferir la energía y con menor overhead. De acuerdo con Ulanowicz *et al.*, (2009), la mayor capacidad de auto-organización de los ecosistemas se ubica en algún punto intermedio del grado de orden. Las perturbaciones como cambios en el ambiente o efectos de la pesca tenderán a cambiar a la capacidad de auto-organización del ecosistema, de tal manera que la trayectoria de cambio de este indicador se usó para identificar cambios en la organización del ecosistema.

Otro indicador derivado del anterior y que será utilizado posteriormente se refiere a un estimador de la robustez del ecosistema, el cual es sensible a los cambios en los flujos energéticos en el ecosistema (Ulanowicz, 2009).

$$R = T.. \cdot F \quad \text{Ecuación (8)}$$

donde $T..$ representa los flujos totales de energía del ecosistema.

En adición al concepto de robustez, en este trabajo se propone que la robustez del ecosistema, al ser una función de la auto-organización del mismo, refleja de mejor manera los impactos de las perturbaciones de tal suerte que puede ser usado directamente para fines de manejo.

Finalmente, la resiliencia del ecosistema fue calculada como el cociente Overhead / Ascendencia de acuerdo a lo sugerido por Ulanowicz (1986).

3.2.6 Análisis de los datos

Se realizaron tres escenarios de simulación para abordar la sostenibilidad del ecosistema sureste del Golfo de California a través de la capacidad de autorganización: 1) Simulación de la capacidad de auto-organización a partir del modelo base (2006-2011) y que representa el estado actual del ecosistema; 2) considerando las

condiciones de variabilidad ambiental observada y 3) considerando el efecto del cambio climático.

En el primer escenario se usaron las variables forzantes usadas en la calibración del modelo Ecosim. De tal forma se simuló el indicador de capacidad de auto-organización durante 6 años (2006-2011) y se analizó su trayectoria de cambio.

En el segundo escenario se calculó el límite inferior en el cual puede oscilar el indicador A/C bajo condiciones de estabilidad ambiental. Para ello, se usó el indicador del PDO durante el periodo 1900-2000 y a partir de ello se determinaron periodos de estabilidad (estadísticamente diferentes) con base en un nivel de variación de los valores del PDO del 10%, usando el algoritmo Regimen Shift Detector (Rodionov, 2004). Después se eligió el periodo más largo y sus valores fueron usados como una variable forzante en el modelo Ecosim. Finalmente, se realizó la simulación del indicador A/C para el mismo número de años que incluye el periodo estable más largo.

En el tercer escenario se determinaron 5 periodos de estabilidad (estadísticamente significativos) con base el indicador de auto-organización del ecosistema (F) bajo el efecto del cambio climático. Los periodos fueron identificados usando el algoritmo Regimen Shift Detector y un nivel de variación de los datos del 10%. Sin embargo, solo para evidenciar los cambios de biomasa de los grupos funcionales en función de los cambios de F , se analizaron los periodos 1 (biomasas del año 2020), periodo 2 (biomasas del año 2039) y periodo 4 (biomasas del año 2070). Para ello, primero se simuló el indicador F desde el año 2006 hasta el 2100 usando como variable forzante los valores proyectados del indicador del PDO, calculados por Saldivar-Lucio (2015). Las proyecciones fueron obtenidas a partir de la determinación de funciones armónicas de este indicador durante el periodo 1900-2000. Posteriormente se calcularon los cambios de biomasa de los grupos funcionales para cada periodo, usando la biomasa de estos del modelo trófico base 2006/2007 y restándola de la biomasa de estos grupos en cualquier año que representa cada uno de estos periodos. Se compararon los cambios de biomasa entre los primeros tres periodos. Después se determinó la trayectoria de cambio del indicador F con respecto

al indicador *A/C*. Finalmente se realizó una correlación (Spearman) entre los indicadores *F* y resiliencia del ecosistema, y entre robustez y resiliencia (Zar, 1996).

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Modelación Estadística de la CPUE

La distribución de frecuencias de la CPUE observada de los grupos ariidae, sciaenidae, palinura, mugilidae, gerreidae, bivalvia y lutjanidae es de tipo gamma (Anexo 3).

El análisis de devianza y la significancia estadística de cada uno de los modelos GAM's resultantes y provenientes de las series de CPUE de estos grupos puede verse en los anexos 4 al 11. En el caso de la serie correspondiente al grupo ariidae, el análisis estadístico demostró que el mejor modelo incluye a las variables del MEI, PDO y la velocidad del viento global las cuales en su conjunto explican el 72% de la devianza del modelo o del comportamiento de la CPUE. En el caso de la serie del grupo palinura el mejor modelo incluye las variables velocidad del viento global, MEI y chl-a las cuales explican el 38% de la devianza del modelo. Para el caso de la serie del grupo mugilidae el mejor modelo incluye el indicador del PNA la cual explica el 54% de la devianza del modelo. En la serie del grupo gerreidae el mejor modelo incluye el indicador del MEI que explica el 31% de la devianza del modelo. En el caso de la serie de bivalvia el mejor modelo incluye la a clorofila-a y el indicador del MEI las cuales en su conjunto explican el 67% de la devianza del modelo. En la serie del grupo lutjanidae el mejor modelo incluye los indicadores del NEPI, PNA y TSM las cuales en su conjunto explican el 62% de la devianza del modelo. En el caso de la serie de clorofila-a, la TSM es el indicador que mejor explica la devianza del modelo. En todas estas series, la inclusión de estos indicadores al mejor modelo fue significativa ($p < 0.05$). Finalmente, en la serie correspondiente al grupo sciaenidae el mejor modelo incluye el indicador de PDO; sin embargo, sin inclusión al modelo no fue significativa ($p > 0.05$).

La relación que guardan las variables e indicadores ambientales en función a la CPUE de los grupos analizados se puede ver en los anexos 20 al 27. En la mayoría de los grupos la relación es el tipo no lineal, excepto para la chl-a usada como indicador indirecto de productividad primaria.

3.3.2 Calibración del modelo *Ecosim* base

En la calibración en *Ecosim* de los datos observados de CPUE de los grupos funcionales capturados de forma artesanal en el sureste del Golfo de California, se usaron las variables e indicadores ambientales como factores forzantes que describe el mayor porcentaje del comportamiento de la CPUE observada de acuerdo el análisis de los modelos GAM's. Las variables forzantes para cada grupo fueron las siguientes: en el caso del grupo Ariidae se usó el indicador del MEI; en el grupo Sciaenidae, PDO; en el grupo Palinura, viento global; en el grupo Mugilidae, PNA; en el grupo Gerreidae, MEI; en el grupo Bivalvia, Chl-a; en el grupo Lutjanidae, NEPI; mientras que el grupo de productores primarios, TSM.

En general, se encontró una buena calibración a los datos observados de los distintos grupos funcionales. La suma de cuadrados global inicial sin factores forzantes fue de 36.8 y la final (incluyendo forzantes) de 23.8, es decir, se redujo en un 44.6% (Figura 14). Ésta fue usada como una medida de bondad de ajuste en la calibración de la CPUE observada de los grupos funcionales. La calibración se realizó de manera global, es decir, al momento del ajuste se consideran las observaciones de todos los grupos. De esta forma, implica que en algunos grupos la calibración puede ser no tan buena. Este es el caso de algunos grupos como Ariidae (SS=5.3) o Lutjanidae (SS=4.3), donde la suma de cuadros es más grande respecto al resto de los grupos.

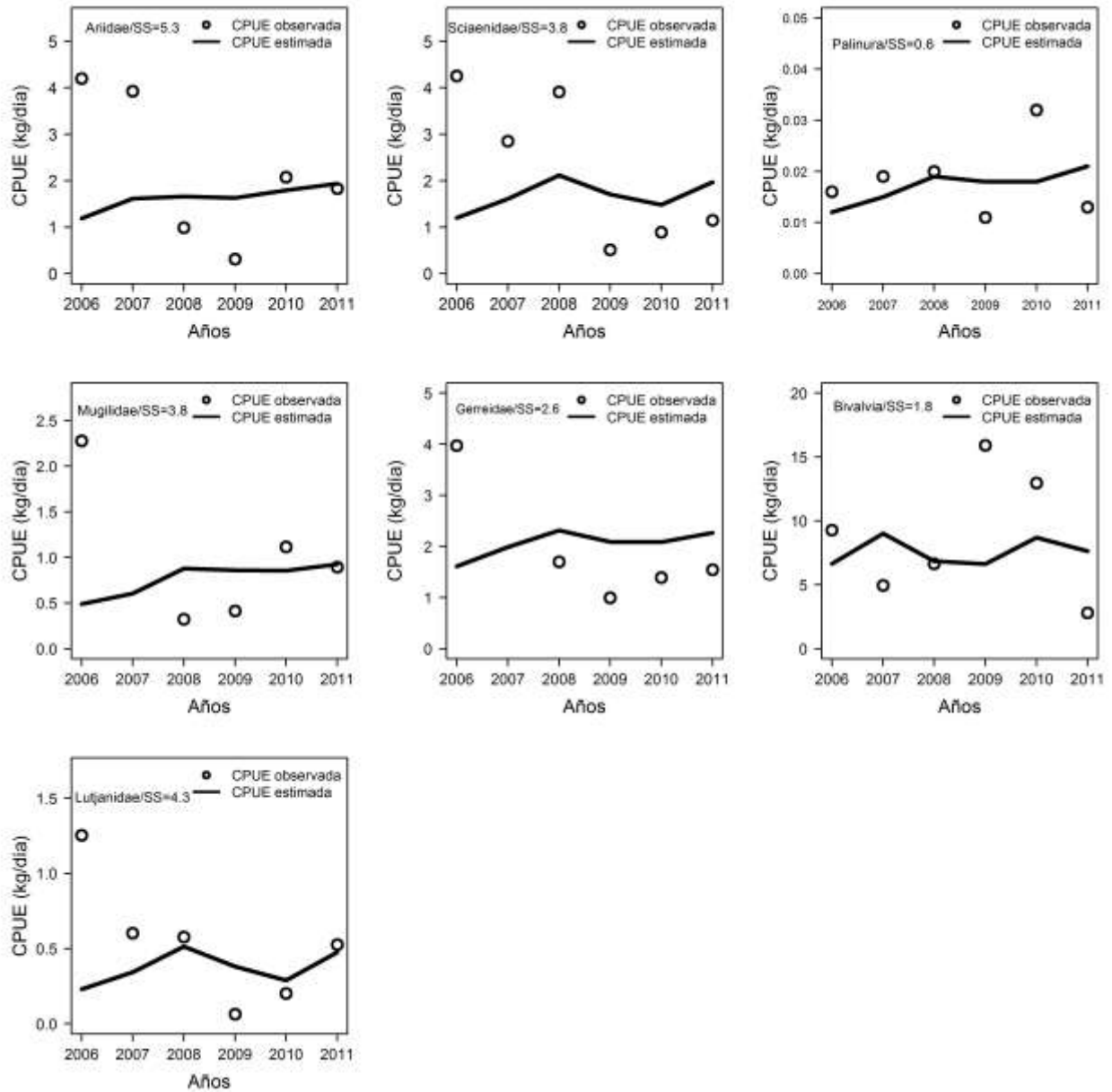


Figura 14. Ajuste de la biomasa observada a partir del modelo Ecopath con Ecosim sobre los grupos funcionales de Ariidae, Sciaenidae, Palinura, Mugilidae, Gerreidae, Bivalvia y Lutjanidae. SS representa la suma de cuadrados que genera de cada grupo funcional.

3.3.3 Indicadores de ecosistema en estado actual (2006-2011)

En la figura 15 se muestra la relación teórica entre la capacidad de auto-organización del ecosistema sureste del Golfo de California y el grado de orden del mismo durante el periodo 2006-2011. El indicador de Potencial de auto-organización presentó una trayectoria de cambio durante este periodo. Dicho indicador incrementa en los primeros tres años, hacia un estado más ordenado del ecosistema, y en los últimos dos vuelve a disminuir ubicándose en el mismo valor respecto al primer año simulado, hacia un estado menos organizado del mismo. La tendencia de este indicador a lo largo de este periodo muestra una aparente pérdida de orden y de auto-organización del ecosistema. Sin embargo, los niveles de auto-organización son altos (por arriba de 0.9) lo que representa de igual forma un alto nivel de sostenibilidad del ecosistema con niveles intermedios de orden del mismo, niveles donde no se pone en riesgo la sostenibilidad del ecosistema.

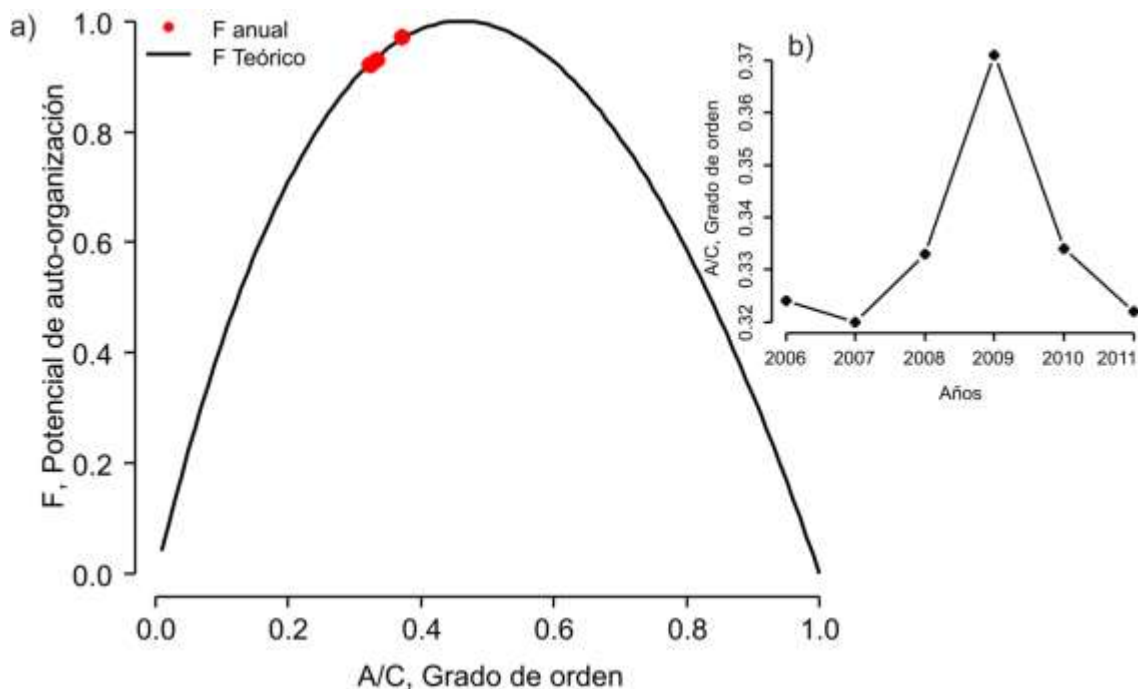


Figura 15. Trayectoria de cambio del indicador de sostenibilidad en el ecosistema sureste del Golfo de California durante el periodo 2006-2011. a) La línea en negro representa la relación teórica entre el grado de orden del ecosistema y el potencial de auto-organización; mientras que los puntos en rojo las estimaciones anuales del potencial de auto-organización durante el periodo 2006-2011. b) cambios de A/C en el periodo 2006-2011.

En la tabla 13 se muestra los valores anuales durante el periodo 2006-2007 de los indicadores de grado de orden, robustez y resiliencia. En este periodo, se encontró una relación fuerte entre la Robustez y Resiliencia, es decir, a medida que el ecosistema se vuelve más robusto en términos de flujos de energía, pierde resiliencia.

Tabla 13. Indicadores de ecosistema en estado actual de ecosistema.

Años	Grado de orden	Robustez	Resiliencia
2007	0.32	10476.5	2.08
2008	0.33	12030.7	2
2009	0.37	13672	1.69
2010	0.33	11633.8	1.99
2011	0.32	11634.3	2.1

3.3.4 Variación ambiental observada sobre la sostenibilidad del ecosistema

Con base en las anomalías del PDO (por sus siglas en inglés) durante el periodo 1910-2013 se determinaron 6 periodos de estabilidad ambiental los cuales fueron estadísticamente diferentes entre sí ($p < 0.05$; figura 16): 1) 1910-1933, 2) 1934-1942, 3) 1943-1976, 4) 1977-1998, 5) 1999-2007 y 6) 2008-2013. El periodo más largo de estabilidad ambiental fue de 1943 a 1976 (33 años). Éste fue usado para determinar un límite inferior en el cual el grado de orden (A/C) puede variar. En este sentido, se determinó que bajo condiciones estables (tomando como referencia las anomalías del PDO) el grado de orden puede disminuir hasta un nivel de 0.25 (Figura 17). Cuando el A/C es mayor a 0.5 se tiene un estado del ecosistema con menor potencial de auto-organización. Sin embargo, valores hasta de 0.6 en grado de orden se consideran niveles adecuados de organización del ecosistema.

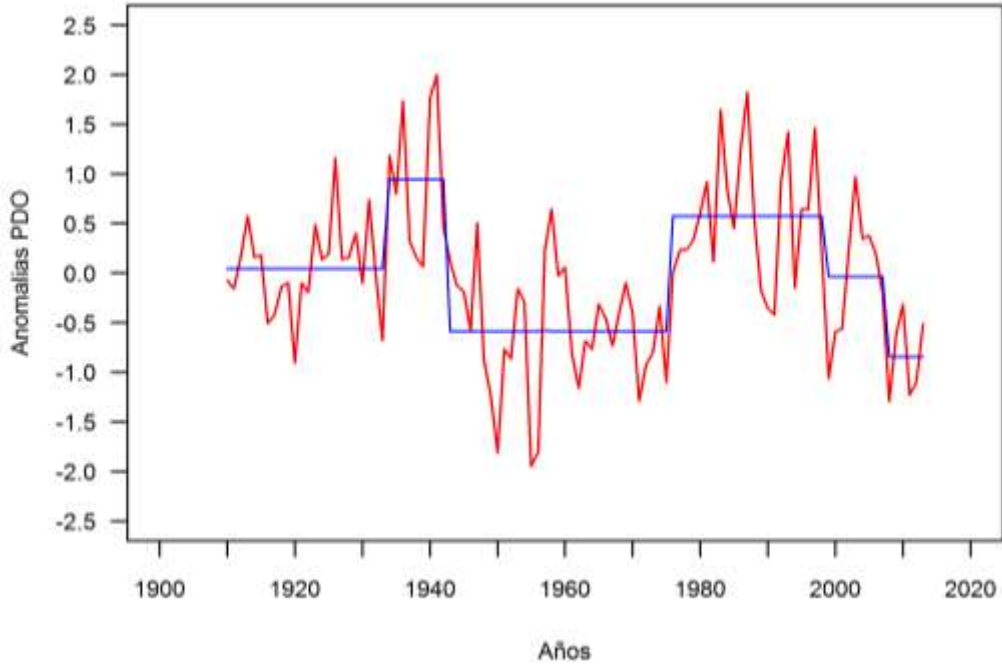


Figura 16. Tendencia histórica de las anomalías del PDO (por sus siglas en inglés; línea en rojo) durante el periodo de 1910-2013. La línea en azul representa los valores medios de las anomalías con un coeficiente de variación del 10%.

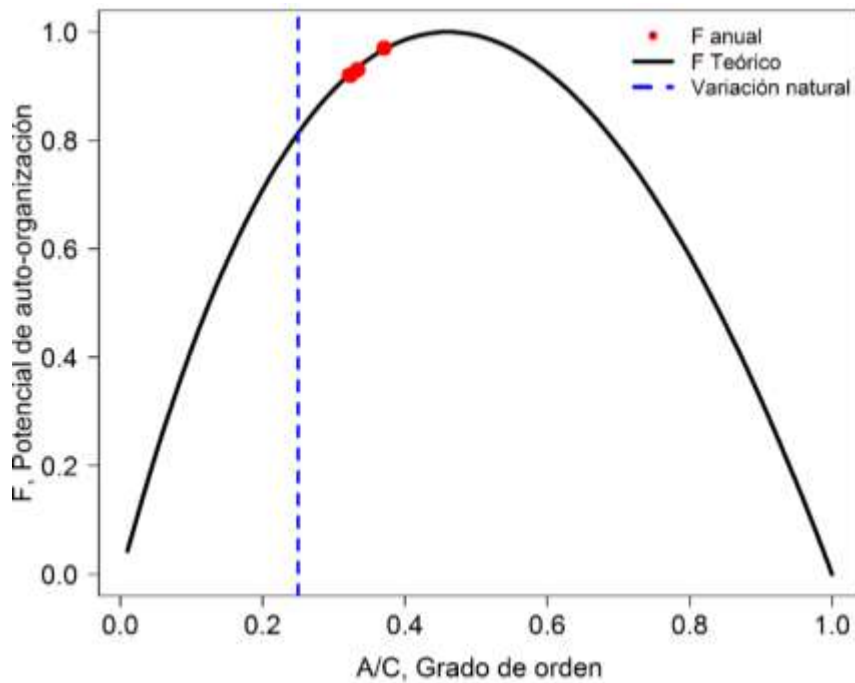


Figura 17. Límites de variación de la capacidad de auto-organización con respecto al grado de orden del ecosistema bajo condiciones de estabilidad ambiental. Se tomó como referencia el periodo más largo de estabilidad ambiental, 1943-1976 (33 años).

3.3.5 Efecto del cambio climático sobre la auto-organización del ecosistema

Bajo el efecto de cambio climático, las simulaciones del indicador de Potencial de auto-organización muestran una variación que responde al comportamiento de la serie del PDO usado como un factor forzante para inducir el efecto de cambio climático (Figura 18). Es decir, incrementa y disminuye a lo largo del periodo 2006-2100. El máximo nivel de este indicador fue 0.97 mientras que el mínimo de 0.83. Además, se identificaron cinco periodos significativamente diferentes ($p < 0.05$) que representan estados alternos del ecosistema, con base en la variación del indicador F : periodo 1, 2006-2032; periodo 2, 2033-2044 y periodo 3, 2045-2063, periodo 4, 2064-2075 y periodo 5, 2076-2100. Los cambios de biomasa entre los grupos funcionales de representados para el periodo 1, 2 y 4 se muestran en la figura 19. Las principales diferencias se encontraron entre niveles tróficos intermedios a bajos (Figura 29). Éstas son más evidentes entre el periodo 1 y 2, y el periodo 2 y 3 que entre el periodo 1 y 3 dado que el nivel de auto-organización es más similar entre estos periodos.

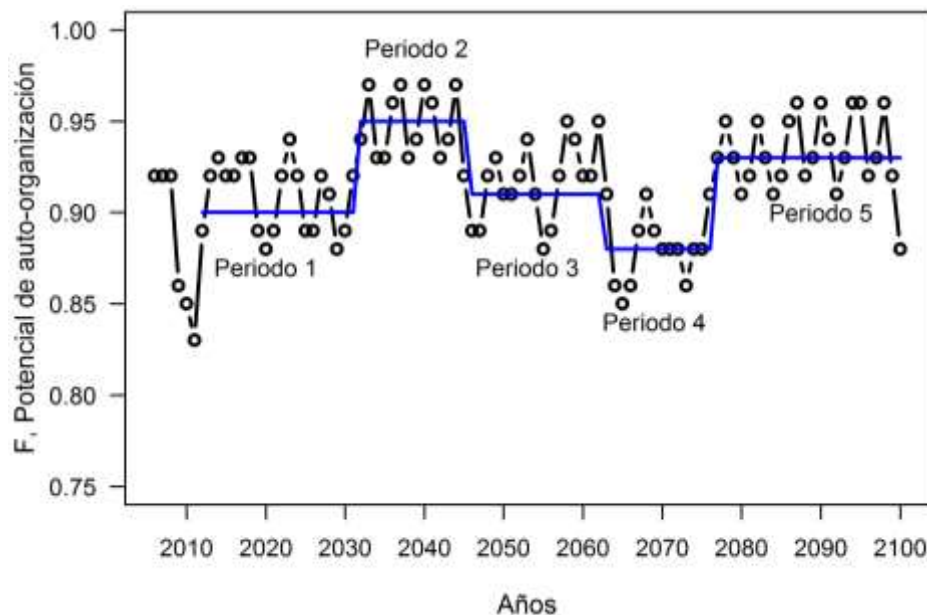


Figura 18. Comportamiento de la capacidad de auto-organización del ecosistema sureste del Golfo de California a lo largo del periodo 2006-2100 bajo el efecto del cambio climático tomando como referencia las proyecciones del PDO. La línea en azul representa periodos distintos del indicador de auto-organización.

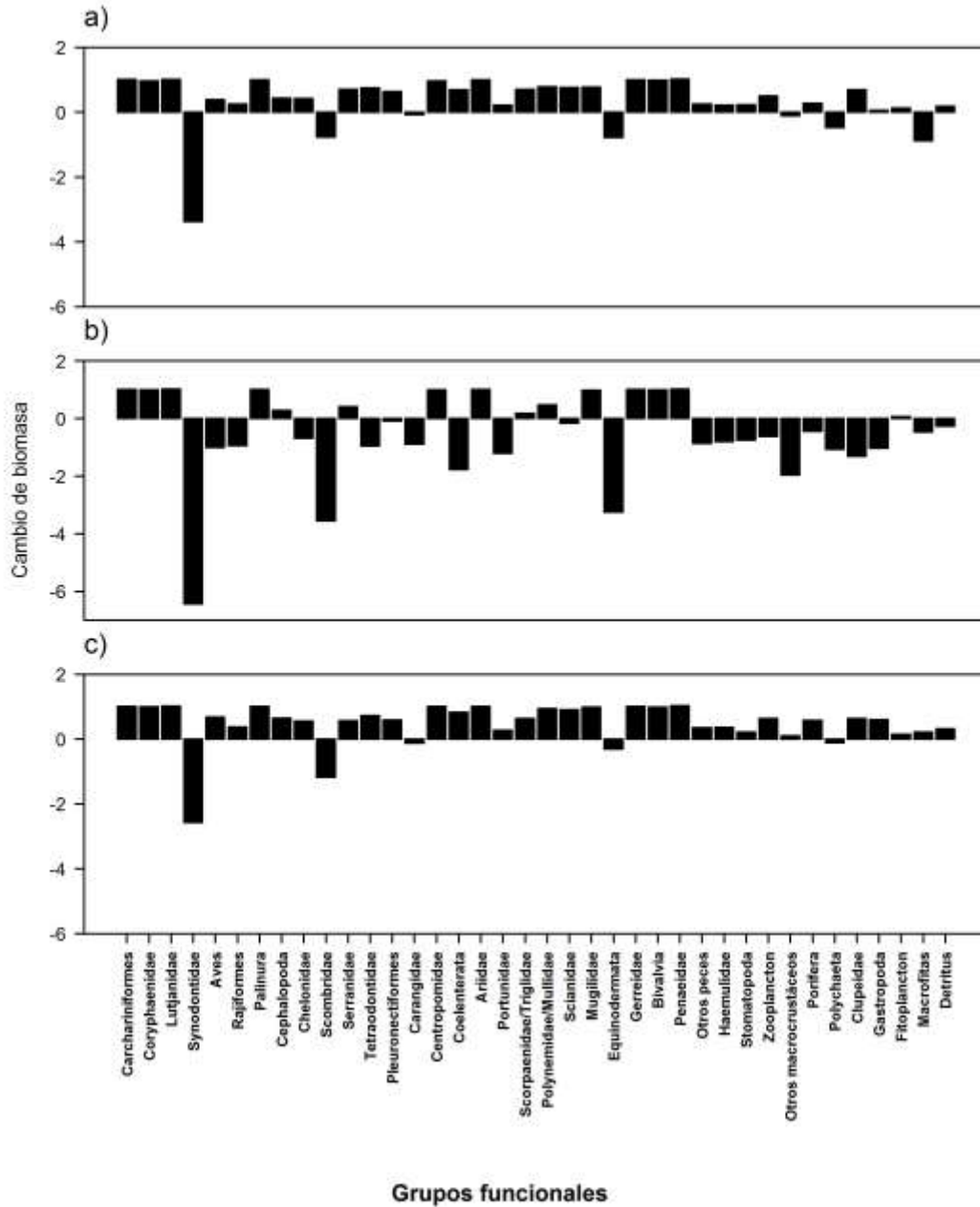


Figura 19. Comparación de la biomasa por grupo funcional del sureste del Golfo de California en los periodos 1 (a), periodo 2 (b) y periodo 4 (c) donde el indicador de Potencial de auto-organización fue similar.

Considerando el efecto de la variabilidad ambiental (PDO), los valores del indicador del Potencial de auto-organización (F) y de Grado de orden (A/C) presentan una trayectoria de cambio durante el periodo de simulación, 2006-2100 (Figura 20). Esto es, los valores de ambos indicadores disminuyen e incrementan a lo largo del

periodo. El mínimo valor de F y A/C se presentó en el año 2011, de 0.83 y 0.26 respectivamente mientras que el máximo en 2037, con 0.97 y 0.37 respectivamente. En los últimos 20 años, ambos indicadores presentaron niveles relativamente altos.

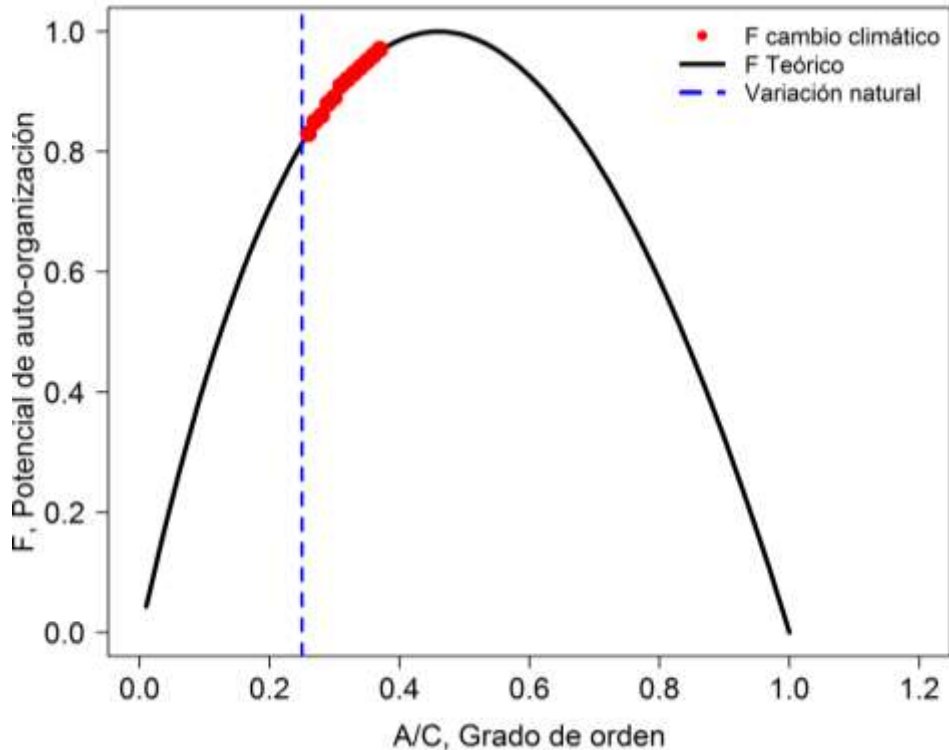


Figura 20. Trayectoria de cambio de la capacidad de auto-organización del ecosistema sureste del Golfo de California con respecto al grado de orden del ecosistema bajo el efecto del cambio climático.

Se determinó una correlación alta ($r=-0.9$; $p < 0.05$) entre el indicador de Potencial de auto-organización y la Resiliencia del ecosistema (Figura 21), con base en las simulaciones de cambio climático. Conforme incrementa la capacidad de auto-organización del ecosistema su nivel de resiliencia disminuye. Por el contrario, cuando el ecosistema pierde resiliencia incrementa la robustez del mismo ($r=0.5$; $p < 0.05$; Figura 22).

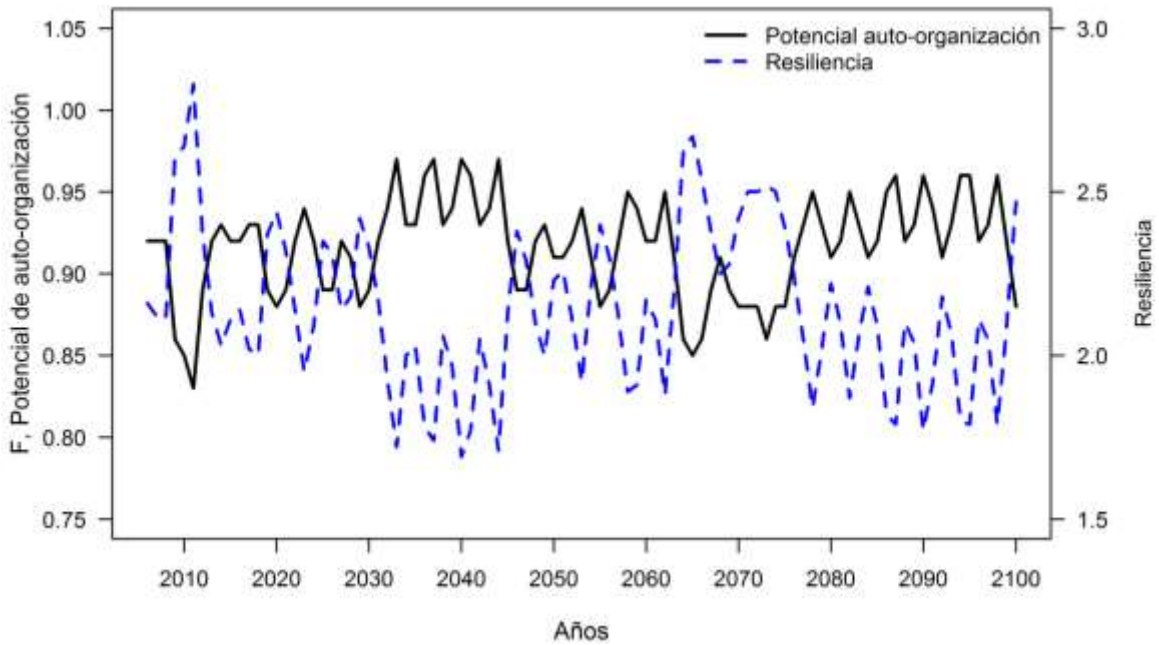


Figura 21. Relación entre el indicador de Potencial de auto-organización y Resiliencia proveniente de las simulaciones realizadas para el periodo 2006-2100.

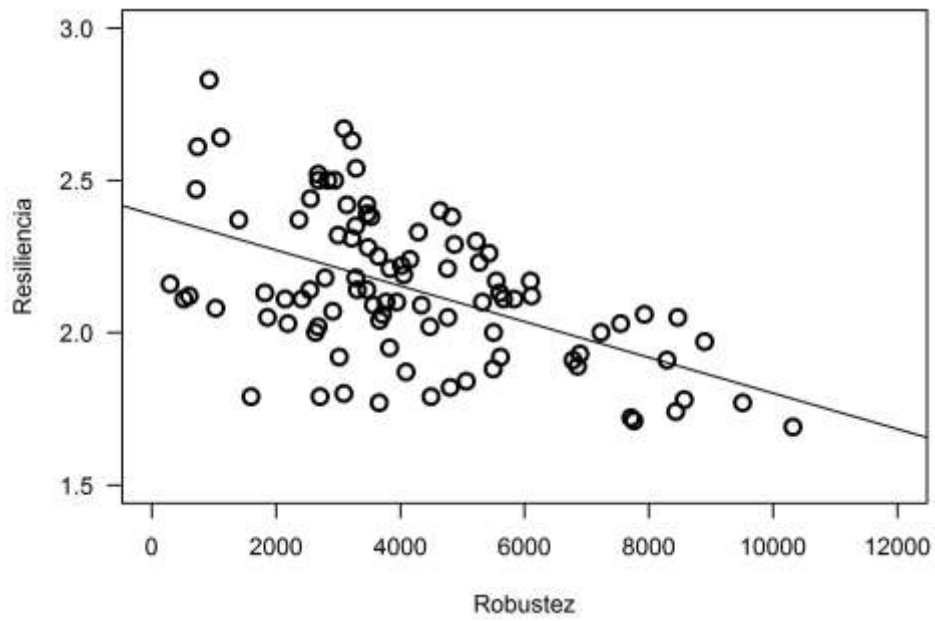


Figura 22. Relación entre el indicador de Robustez y la Resiliencia del ecosistema proveniente de las simulaciones realizadas para el periodo 2006-2100.

3.4 DISCUSIÓN

El cambio climático también considerado como variabilidad ambiental, particularmente en algunos índices climáticos como el PDO, genera un efecto moderado sobre la auto-organización y orden del ecosistema sureste del Golfo de California. A pesar de esa condición, las simulaciones de los indicadores de ecosistema demostraron que no se pone en riesgo la sostenibilidad del mismo. Sin embargo, como una estrategia de manejo adaptativa y para lograr la sostenibilidad de los recursos pesqueros del sureste del Golfo de California, es recomendable ajustar las medidas de manejo de acuerdo a los estados alternos del ecosistema que se fueron determinados. Haken (1988) sugiere que en un ecosistema los procesos de auto-organización surgen cuando éste adquiere una estructura espacial, temporal o funcional sin interferencia específica del medio exterior. En este sentido, el presente trabajo y el realizado por Arreguín-Sánchez (2014) demuestran que en ecosistemas marinos, no necesariamente ocurre esto y que además éstos pueden lograr una configuración estructural y funcional que les permitan absorber perturbaciones externas para alcanzar una cierta estabilidad.

En este trabajo las simulaciones temporales de los indicadores de grado de orden, potencial de auto-organización, resiliencia y robustez fueron realizadas usando la plataforma de Ecopath con Ecosim. Ésta ha sido ampliamente usada para explorar los efectos de tasas de captura, reintroducción de especies al medio, identificación de la importancia de los recursos, tasas de reclutamiento, variabilidad climática, entre otros sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas marinos (Walters *et al.*, 2008; Jordán *et al.*, 2008; Espinosa-Romero *et al.*, 2011; Vögler *et al.*, 2015). En todos estos trabajos previamente se realizó un ajuste sobre la biomasa observada de ciertos grupos funcionales para lograr simulaciones con certidumbre media, usando como factores forzantes algunos indicadores y variables ambientales. En algunos grupos como productores primarios se tienen bien identificado que la temperatura superficial del mar muestra una correlación negativa y significativa (Pennington & Chavez, 2000), pero la relación de dichas variables con la abundancia de otros grupos no es del todo clara. Además, se reconoce que no todas las variables e indicadores ambientales afectan de la misma forma a todos los recursos. En este trabajo, se realizó un análisis estadístico

con base en Modelos Aditivos Generalizados para determinar la o las variables principales que mayormente explican el comportamiento de la abundancia de cada uno de los grupos funcionales. Este tipo de modelos han sido usados para describir diferentes procesos ecológicos como la distribución de especies de plantas acuáticas (Lehmann, 1998), animales terrestres (Zimmermann & Breitenmoser, 2002) y de peces marinos (Martínez-Rincon *et al.*, 2012) así como de cefalópodos (Denis *et al.*, 2002) con cierto nivel de certidumbre. En este trabajo, cada uno de los ajustes presentó una certidumbre media y con esta base, en la plataforma de Ecosim, solo se usaron las variables e indicadores ambientales que mayor influencia presentaron sobre la CPUE de los grupos funcionales como factores forzantes en los ajustes correspondientes.

En general, la auto-organización es con frecuencia utilizada como un concepto dinámico y genérico para describir el desarrollo de sistemas no lineales (Buenstorf, 2000). Este concepto ha sido aplicado frecuentemente en psicología (Prigogine & Stengers, 1984; Abraham *et al.*, 1990; Kauffman, 1993) e incluso a nivel cerebral (Yu *et al.*, 2014). En el campo de los ecosistemas marinos, estos procesos han sido de gran ayuda para analizar la sostenibilidad de estos tomando en consideración el desarrollo y organización de los ecosistemas y algunos factores estresores como el ambiente. Por ejemplo, Jørgensen *et al.*, 1998 analizaron la relación entre el tamaño del cuerpo y la abundancia de las especies y la frecuencia de los cambios observados para determinar si la distribución de estos fenómenos naturales en el ecosistema sigue un patrón de portencia que se asocia a la auto-organización de los ecosistemas. Por su parte, Sazykina *et al.*, (2000) evaluaron los procesos de auto-organización de un ecosistema durante el proceso de sucesión a partir de dos modelos teóricos dinámicos. Usando el enfoque de ecosistemas, Kutsch *et al.*, (2001) analizaron el grado de auto-organización biológica. Seeley (2002) sugiere que un sistema biológico se auto-organiza si posee con un gran número de subunidades y estas a su vez carecen de capacidad de transferencia que es necesaria para implementar un control centralizado. Además, Solé & Bascompte (2006) sintetizan y resaltan la importancia de la estadística en la ecología para tratar de comprender si las leyes universales modelan la estructura de los ecosistemas, y ofrecen evidencia convincente sobre el potencial de las interacciones

ecológicas no lineales para generar patrones no aleatorios y auto-organizados en todos los niveles.

Los procesos de auto-organización pueden ocurrir tanto en sistemas físicos como en biológicos. Sin embargo, a diferencia de los sistemas físicos, en los procesos biológicos existe una mayor complejidad inherente cuando, por ejemplo, las subunidades son organismos vivos tales como los peces o invertebrados. Lo anterior debido a que en estos sistemas existen interacciones fisiológicas y de comportamiento entre ellos (Camazine *et al.*, 2003). Por tanto, la respuesta de estos procesos de auto-organización sobre dichos sistemas resulta muy difícil de identificar y predecir. Cuando se trabaja con sistemas los cuales incluyen un n número de subsistemas, por ejemplo los ecosistemas marinos, las interacciones y procesos se vuelven sumamente complicados (Lin *et al.*, 2011). Por tanto, en este trabajo se realizaron simulaciones temporales de indicadores de ecosistema con énfasis en dichos procesos, la estabilidad y sostenibilidad bajo el efecto del cambio climático para identificar patrones de organización del ecosistema relacionados con estos procesos.

Los ecosistemas marinos se encuentran en constante cambio como respuesta a múltiples factores, entre las que se destaca el cambio climático. Predecir sus consecuencias no es tarea fácil ya que no solo se incluye el incremento de la temperatura del ambiente, sino además se deberían considerar los cambios en la hidrología, bioquímica, patrón de vientos, productividad, distribución de las especies, todas las cuales pueden cambiar en promedio, en diferentes momentos y lugares (Walther, 2010; Harley *et al.*, 2006;). Todas estas variables en su conjunto presentan algún tipo de relación entre ellas y por tanto, tienen un impacto sobre los procesos de auto-organización de los ecosistemas marinos particularmente. En la última década, las investigaciones sobre las consecuencias del cambio climático en los ecosistemas marinos han ido en aumento (Edwards & Richardson, 2004; Parmesan, 2006; Pörtner & Knust, 2007; Hoegh-Guldberg & Bruno, 2010; Arreguín-Sánchez, 2014; Waples & Audzijonyte, 2016). En estos ecosistemas existe un flujo constante de energía entre sus componentes, desde los productores primarios a los consumidores intermedios y finalmente a los depredadores tope (Doney *et al.*, 2012); por lo que los efectos directos

de una perturbación como lo es el cambio climático se pueden reflejar en cambios en la biomasa de los grupos funcionales y por tanto, en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas (Arreguín-Sánchez & Ruíz-Barreiro, 2014). Desde la perspectiva del manejo basado en el ecosistema resulta necesario primero, identificar estos cambios para con base en ello, ajustar las tasas de captura (como medida de manejo) de los recursos explotados con el objeto de reducir la incertidumbre asociada a esta estrategia de manejo.

Primeramente, el ecosistema sureste del Golfo de California en estado actual (periodo 2006-2011) presentó niveles intermedios de grado de orden ($A/C=0.4$). En este sentido, Ulanowicz *et al.*, (2009) sugieren que valores intermedios de este indicador ecosistemas podrían ser considerados adecuados para mantener su estructura y organización, debido a que presentan altos niveles de potencial de auto-organización ($F=0.92-0.97$). Este tipo de ecosistemas, incluido el ecosistema sureste del Golfo de California, se caracterizan por ser resilientes y de esta forma hacer frente a distintos tipos de perturbaciones y a partir de ello, lograr una auto-organización.

Arreguín-Sánchez (2014) determinó los valores del indicador de auto-organización a lo largo del tiempo (años 1900-2100) para el ecosistema del Alto Golfo de California. El autor encontró que, bajo el efecto del cambio climático el valor mínimo de este indicador es de 0.6 y que su trayectoria de cambio sugiere una tendencia hacia la degradación del ecosistema. En este trabajo, a pesar de que en los años simulados bajo el efecto del cambio climático se identificó un nivel bajo de grado de orden del ecosistema, el nivel de auto-organización mínimo es relativamente alto (0.8) comparado con el valor mínimo reportado por Arreguín-Sánchez (2014). En este sentido, los resultados no concuerdan del todo con lo reportado por este autor debido a que el ecosistema sureste del Golfo de California, si bien muestra una trayectoria de cambio, no es con una tendencia hacia la degradación del ecosistema o hacia un estado más vulnerable. Parte de estas diferencias podrían ser debidas en que en ambos estudios se usó un indicador de variabilidad ambiental distinto para inducir el efecto del cambio climático. Por un lado, el autor utilizó tanto la anomalía de temperatura superficial del mar y el modelo A1B del IPCC el cual es considerado un

modelo intermedio de temperatura y el que solo refleja un incremento moderado pero sostenido de la temperatura global. En este sentido el potencial de auto-organización tiende a disminuir a medida que se da ese incremento. En este estudio, la proyección del PDO calculada por Saldivar-Lucio (2015) mostró mayor variabilidad lo que se traduce en diferentes estados del ecosistema. Dado estos resultados y los relativamente altos valores del indicador de auto-organización se sugiere que no se pone en riesgo la sostenibilidad del ecosistema. Lo anterior supone que cada ecosistema responde de manera diferencial, por lo cual, para efectos de manejo, se debería abordar cada ecosistema de forma particular (Arreguín-Sánchez, 2014).

El concepto de estabilidad está implícito dentro de los procesos de auto-organización y, para ello se han identificado un gran número de definiciones basadas en 70 diferentes campos de estudio (Grimm *et al.*, 1992). Pese a ello, aun no existe un consenso sobre ella. En ecosistemas marinos la estabilidad de estos sugiere ecosistemas resilientes (Mitchell *et al.*, 2000). Por otro lado, Margalef (1968) equipara el concepto de estabilidad de un ecosistema con su persistencia a lo largo del tiempo y considera que un ecosistema es estable si este ha persistido por muchos años en comparación con aquellos con menor tiempo. En este sentido, en el ecosistema sureste del Golfo de California, la evolución del indicador de grado de orden y del potencial de auto-organización a lo largo del periodo simulado bajo el efecto de cambio climático, muestra diferentes estados estables del ecosistema que son sostenibles por varios años. Es decir, después de la perturbación el ecosistema vuelve al equilibrio de acuerdo con lo propuesto por Pimm (1984) y ésta, es considerada una característica importante de ecosistemas estables. Lo anterior se traduce en que dicho ecosistema presenta altos niveles de resiliencia para absorber la perturbación y reorganizarse a fin de mantener sus características estructurales y de funcionamiento (Folke *et al.*, 2004).

Por otro lado, la Resiliencia de un ecosistema puede ser entendida como una tendencia natural del ecosistema para mantener su integridad cuando se encuentra expuesto algún tipo de perturbación. De esta forma se dice que el sistema tiene la habilidad de absorber dicha perturbación para mantener su funcionamiento (Holling, 1973). En este trabajo se encontró una relación negativa entre la resiliencia del

ecosistema y su robustez, así como con el potencial de auto-organización. Esto es, a medida que el ecosistema se hace más robusto en términos de flujos de energía o que adquiere una mayor capacidad de auto-organización pierde resiliencia. Esta última relación concuerda con lo sugerido por Ulanowicz *et al.*, (2009) y tiene sentido debido a que en el cálculo de ambos indicadores se utilizan variables que son complementarias como Ascendencia, Capacidad de desarrollo y Overhead (Ulanowicz, 1986). Esto es, para calcular el indicador de resiliencia del ecosistema se usaron los indicadores de overhead y ascendencia mientras que para el cálculo del indicador del potencial de auto-organización fueron ascendencia y la capacidad de desarrollo (grado de orden). Cuando un ecosistema adquiere un mayor orden se pierde overhead o energía en reserva que tiene para responder ante perturbaciones. Entonces, al disminuir el overhead también lo hace propiamente la resiliencia del ecosistema al ser una característica que está vinculada a la energía en reserva. Los valores de grado de orden en estado actual del ecosistema y bajo el efecto del cambio climático muestran que el ecosistema sureste del Golfo de California presenta niveles de orden en donde se optimizan los vínculos tróficos y los flujos de energía entre los componentes.

Capítulo 4. Estrategias de manejo multiespecíficas basadas en tasas de captura a través de un modelo ecosistémico y cambio climático.

4.1 INTRODUCCIÓN

Históricamente, en el ecosistema sureste del Golfo de California se ha desarrollado la pesca industrial de camarón y las pesquerías artesanales. La primera, desde sus inicios de explotación siempre tuvo un contexto económico importante por sus altas capturas y el valor económico del producto en el mercado. La expansión de esta pesquería en número de embarcaciones y desarrollo de puertos pesqueros se dio en la década de 1970. Después ocurrió una reducción importante de las capturas lo que se reflejó en una reducción de la renta generada por embarcación, pérdida de empleos y sobrecapitalización de la pesquería. Actualmente, en el sureste del Golfo de California la tendencia de la captura de camarón derivada de la pesca industrial de 2006-2014 presenta una tendencia positiva y se tiene un promedio de captura para este periodo de 17,701 toneladas anuales. Sin embargo, hoy día la pesquería aún se encuentra sobrecapitalizada. Actualmente, en la pesquería operan políticas que ofrecen disminuir el esfuerzo de pesca y se estima que para el año 2015 participan 515 embarcaciones (Villaseñor-Anguiano Com. Pers. CONAPESCA).

Las pesquerías artesanales en esta misma zona se considera que no todas son importantes económicamente; sin embargo, algunas de ellas son pesquerías tradicionales y de subsistencia para los pescadores locales como por ejemplo la lisa. En este sentido, con base en encuestas en la zona de estudio, en este trabajo doctoral se han identificado siete pesquerías de importancia comercial: 1) camarón, 2) tiburón, 3) robalo, 4) huachinango, 5) sierra, 6) langosta y 7) ostión. Estas últimas dos pesquerías, incluyendo la industrial de camarón cuentan con algunas medidas técnicas de manejo (D.O.F., 2012). Solo en la pesquería industrial de camarón se tienen regulado no incrementar el esfuerzo nominal de pesca e incluso se implementó el programa de retiro voluntario de la flota como un incentivo económico para disminuir el esfuerzo pesquero. En el caso de las pesquerías artesanales aunque se cuentan con medidas regulatorias de manejo, operan en la práctica como si fuera de acceso abierto debido a las dificultades para limitar el número de embarcaciones ni se ha definido una captura permisible.

Una de las grandes dificultades a las que se enfrentan los tomadores de decisiones es regular adecuadamente el aprovechamiento de los recursos explotados. Para ello se debe de considerar los aspectos biológicos y ecológicos de las especies, las artes de captura y factores socio-económicos. Las medidas de manejo para ello pueden ser con base en cuotas de captura o limitar el número de embarcaciones que operen y permisos de pesca. Sin embargo, en el caso de pesquerías ribereñas multi-específicas esta tarea no es del todo fácil debido a su complejidad de operación, uso de múltiples artes de pesca, captura de múltiples recursos, uso de una gran cantidad de sitios de desembarque entre otros. El objetivo de este capítulo fue estimar un rango de variación de tasas de captura con base en la optimización de tres funciones objetivo para la pesquería industrial de camarón y pesquerías artesanales del sureste del Golfo de California: 1) renta del recurso, 2) Beneficio social y 3) Estructura del ecosistema.

4.2 METODOLOGÍA

4.2.1 Optimización de tasas de captura

Uno de los objetivos centrales de los tomadores de decisiones en el manejo de recursos explotados es definir tasas de captura a través del tiempo. Lo anterior con el propósito de lograr algún objetivo social, económico, de sostenibilidad ecológica y recientemente se ha considerado la ecosistémica. En este ejercicio se simularon tasas de captura con base en 3 criterios de optimización y considerando actores múltiples: 1) *maximización de la renta neta generada por cada una de las flotas*, 2) *maximización de los beneficios sociales*, 3) *maximización de la estructura o sostenibilidad del ecosistema*. En el primero de estos, se maximizan los beneficios por flota con base en el cálculo del valor de la captura menos costos fijos y costos variables. En el segundo se maximizan los beneficios sociales, el cual es expresado a través de los empleos por unidad de volumen de captura que soporta cada una de las flotas. El tercero maximiza la estructura y funcionamiento del ecosistema.

Las tasas de captura, definidas como el cambio relativo del esfuerzo respecto al esfuerzo en el año inicial (2006/2007), fueron optimizadas usando un modelo Ecopath con Ecosim que representa las condiciones del ecosistema sureste del Golfo de California durante el periodo 2006-2007, en el cual se definieron 8 flotas: 1) Pesca industrial de camarón, 2) pesca ribereña de camarón, 3) pesca ribereña de tiburón, 4) pesca ribereña de langosta, 5) pesca ribereña de huachinango, 6) pesca ribereña de sierra, 7) pesca ribereña de robalo y 8) pesca ribereña de ostión. A cada una de estas flotas se les asignó costos fijos y de operación; el costo de oportunidad quedo incluido dentro de los costos fijos debido al proceso de manipulación de la información en la plataforma de *Ecopath con Ecosim*. Dicha información provienen de los resultados obtenidos en el capítulo uno. De es forma primero se definió el número de años a simular y la tasa de descuento a utilizar. Después, cada una de estas flotas fue identificada individualmente para lograr el objetivo de generar tasas de captura bajo el enfoque de actores múltiples. Esta se define como la tasa a la cual los ingresos futuros son descontados a valores presentes (Seijo *et al.*, 1997). Para efectos de simulación se usaron tasas de descuento desde 0 hasta 1

Las optimizaciones involucran un Método no-lineal conocido como *Davidson-Fletcher-Powell* (DFP) o método de la gradiente para mejorar alguna función objetivo cambiando las tasas de captura de manera simultánea y similar para todas las flotas. Este método fue propuesto inicialmente por Davidson (1959) y publicado posteriormente, con un mayor desarrollo por Fletcher & Powell (1963). Esta técnica pertenece a un grupo de métodos de optimización conocido como cuasi-Newton. A diferencia del método de Newton, se usa una aproximación de la matriz Hessiana, que a cada paso del proceso se va actualizando de tal forma que converge al valor verdadero de la inversa de dicha matriz. De esta forma, se trata de conservar las propiedades de convergencia que posee el Método de Newton conforme se avanza hacia el valor óptimo. Éste método utiliza la información de la gradiente de la función a optimizar para llevar a cabo la búsqueda del valor óptimo, en este ejercicio, tasas de captura para cada una de las flotas.

Finalmente antes de la optimización se prevé que las ganancias siempre sean mayores que las pérdidas.

4.2.2 Análisis de datos

Se realizarón simulaciones de las tasas de capturas tomando en consideración el periodo 1 de cambio climático, 28 años (años 2006-2032). Éstas consistieron en la optimización de tres funciones objetivo: 1) Renta del recurso, 2) Beneficios Sociales y 3) Estructura del Ecosistema. Para el caso de las simulaciones con la función de renta se usaron tasas de descuento desde 0 hasta 1 con intervalos de 0.04 y con 5 repeticiones cada uno. Las repeticiones se realizaron porque en cada salida de tasa de captura usando la misma tasa de descuento, puede resultar valores diferentes. En el caso de las funciones de beneficio social y estructura del ecosistema se usaron intervalos de 0.1 y con dos repeticiones cada uno. Con ello, se obtuvo un rango de variación en el que puede cambiar el esfuerzo de pesca de cada flota durante el periodo simulado.

Finalmente, en el caso de la pesquería industrial de camarón los escenarios viables de tasas de captura fueron aquellos que involucraban una reducción del esfuerzo pesquero, dado que el stock se encuentra explotado en el MRS y la pesquería esta sobrecapitalizada.

4.3 RESULTADOS

Maximizando la función objetivo de renta neta, en el caso de la pesquería industrial de camarón se generó una reducción casi del 100% del total de embarcaciones con cualquier tasa de descuento usada (valores >1 ; Tabla 14). Se encontró una tendencia entre la tasa de descuento y la tasa de captura de esta pesquería (Figura 23). Es decir, cuando la tasa de descuento es entre 0 y 0.4 existe un incremento de la tasa de captura y a mayores valores de la tasa de descuento éstas

disminuyen. Para el caso de la pesquería artesanal de camarón no existe una tendencia entre las variables. Algunas de las salidas en tasas de descuento de 0.3, 0.6 y 1 sugieren incremento de la tasa de captura, 5%, 3-13% y 8-56% respectivamente. Respecto a la pesquería artesanal de tiburón con una tasa de descuento de 0 la tasa de captura puede incrementar hasta 2 veces, mientras que tasas de descuento igual o mayores a 0.4 se reflejan en incrementos en la misma. En la pesquería artesanal de langosta, en tasas de descuento de 0-0.1 se sugiere un incremento de la tasa de captura de hasta el 72%: mientras que en valores de 0.2-1 se sugieren reducciones bajas (3-10%), moderadas (40-50%) y fuertes (80%) de esta. La pesquería artesanal de huachinango no mostró una tendencia entre dichas variables; las tasas de descuento de 0.2, 0.8 y 1 sugieren un incremento de la tasa de captura de 17%, 40% y 42% respectivamente. Todas las demás tasas sugieren una disminución de esta. Respecto a la pesquería artesanal de sierra, en valores de 0-0.3 se presentó una tendencia negativa pero en la cual se podría incrementar la tasa de captura hasta 11 veces el esfuerzo de pesca actual con una tasa de descuento de 0. Con tasa de 1 la tasa de captura pudiera incrementar hasta 1.2 veces la tasa de captura actual actual. Respecto a la pesquería artesanal de robalo y ostión no se encontró una tendencia entre la tasa de descuento y la tasa de captura.

Tabla 14. Tasas de captura de la flota industrial de camarón y pesquerías artesanales del sureste del Golfo de California, asociadas a una tasa de descuento y función objetivo correspondientes a la optimización de la renta neta de los recursos. Los valores <1 implican reducción proporcional de la tasa de captura, valores >1 incrementos de la misma y un valor de 0 reducción del 100% de la tasa de captura.

Tasa de descuento	Peso función objetivo	Flotas							
		Industrial camarón	Artesanal camarón	Artesanal tiburón	Artesanal langosta	Artesanal huachinango	Artesanal Sierra	Artesanal Robalo	Artesanal Ostión
0	1	0.031	0.41	1.73	1.72	0.93	6.19	0.38	1.01
0	1.5	0.066	0.79	0.68	1.35	0.85	3.03	2.55	0.02
0	2	0.036	0.42	1.60	1.61	0.79	6.67	0.49	1.00
0	2.5	0.021	0.40	1.99	1.44	0.98	11.16	0.20	1.00
0	3	0.039	0.42	1.81	0.90	0.93	7.29	0.17	1.00
0.1	1	0.01	0.85	0.20	1.23	0.70	4.58	0.58	1.00
0.1	1.5	0.01	0.89	0.20	1.28	0.72	4.81	0.51	1.00
0.1	2	0.01	0.85	0.20	1.18	0.78	4.65	0.58	1.00
0.1	2.5	0.007	0.87	0.20	1.23	0.71	4.84	0.55	1.00
0.1	3	0.009	0.82	0.20	1.24	0.64	5.18	0.68	1.00
0.2	1	0.12	0.96	0.23	0.18	0.96	1.65	0.75	1.49
0.2	1.5	0.09	0.65	0.22	0.16	1.17	1.57	0.92	0.97
0.2	2	0.08	0.83	0.19	0.15	0.66	2.32	0.75	0.64
0.2	2.5	0.06	0.79	0.24	0.46	0.85	2.98	2.32	0.18
0.2	3	0.06	0.85	0.18	0.13	0.70	4.67	0.75	1.08
0.3	1	0.04	0.93	0.82	0.24	0.15	2.41	2.57	1.00
0.3	1.5	0.03	0.80	0.82	0.18	0.10	2.15	2.74	1.00
0.3	2	0.04	1.05	0.68	0.32	0.20	2.71	2.65	1.00
0.3	2.5	0.04	0.74	0.76	0.33	0.19	2.72	2.77	1.00
0.3	3	0.02	0.40	0.80	0.18	0.09	2.62	3.31	1.00
0.4	1	0.05	0.92	1.27	0.49	0.54	0.87	16.45	1.00
0.4	1.5	0.04	0.64	1.28	0.46	0.56	0.38	16.56	1.00
0.4	2	0.02	0.61	1.29	0.37	0.61	0.72	17.14	1.00
0.4	2.5	0.07	0.30	1.29	0.52	0.13	1.03	15.69	1.00
0.4	3	0.06	0.83	1.30	0.45	0.50	0.84	15.88	1.00
0.5	1	0.05	0.42	1.29	0.34	0.45	0.42	14.45	1.00
0.5	1.5	0.04	0.30	1.30	0.26	0.72	0.15	15.00	1.00
0.5	2	0.06	0.78	4.38	0.97	0.73	2.22	3.19	1.00

Tabla 14. Continuación...

Tasa de descuento	Peso función objetivo	Flotas							
		Industrial camarón	Artesanal camarón	Artesanal tiburón	Artesanal langosta	Artesanal huachinango	Artesanal Sierra	Artesanal Robalo	Artesanal Ostión
0.5	2.5	0.04	0.59	1.26	0.59	0.61	0.69	15.92	1.00
0.5	3	0.06	0.80	3.72	0.98	0.73	2.21	3.18	1.00
0.6	1	0.04	0.91	1.27	0.73	0.45	0.31	14.05	1.00
0.6	1.5	0.04	1.13	1.29	0.35	0.57	0.79	14.70	1.00
0.6	2	0.03	0.87	1.25	0.68	0.60	0.82	15.00	1.00
0.6	2.5	0.03	0.95	1.24	0.61	0.55	1.16	14.99	1.00
0.6	3	0.04	1.03	2.90	0.58	0.59	1.59	13.93	1.34
0.7	1	0.03	0.71	1.22	0.46	0.93	0.73	14.26	1.00
0.7	1.5	0.03	0.76	1.35	0.46	0.79	0.77	7.08	1.00
0.7	2	0.02	0.61	1.27	0.33	0.72	0.08	12.44	1.00
0.7	2.5	0.02	0.82	1.25	0.29	0.35	0.24	14.87	1.00
0.7	3	0.06	0.72	3.23	0.41	0.95	2.32	3.41	1.00
0.8	1	0.06	0.84	1.17	0.91	0.86	2.53	2.83	1.00
0.8	1.5	0.02	0.50	1.25	0.38	0.58	0.81	13.84	1.00
0.8	2	0.02	0.53	1.20	0.45	1.40	1.19	14.24	1.00
0.8	2.5	0.01	0.78	1.19	0.35	0.60	0.27	13.79	1.00
0.8	3	0.01	0.93	1.26	0.74	0.79	1.88	13.75	1.00
0.9	1	0.02	0.18	1.19	0.71	0.10	1.51	6.82	1.00
0.9	1.5	0.01	0.09	1.16	0.54	0.03	1.20	11.79	1.00
0.9	2	0.01	0.06	1.06	0.47	0.02	1.07	14.76	1.00
0.9	2.5	0.01	0.12	1.18	0.64	0.06	1.48	11.83	1.00
0.9	3	0.01	0.10	1.14	0.58	0.04	1.35	12.03	1.00
1	1	0.02	1.34	1.10	0.70	0.57	1.33	16.72	1.00
1	1.5	0.02	1.29	1.12	0.98	0.55	1.57	15.20	1.00
1	2	0.05	1.08	1.18	1.17	0.85	2.57	3.06	1.00
1	2.5	0.005	0.39	1.07	0.32	1.42	0.75	16.53	1.00
1	3	0.02	1.56	1.18	0.74	0.86	1.18	6.34	1.00

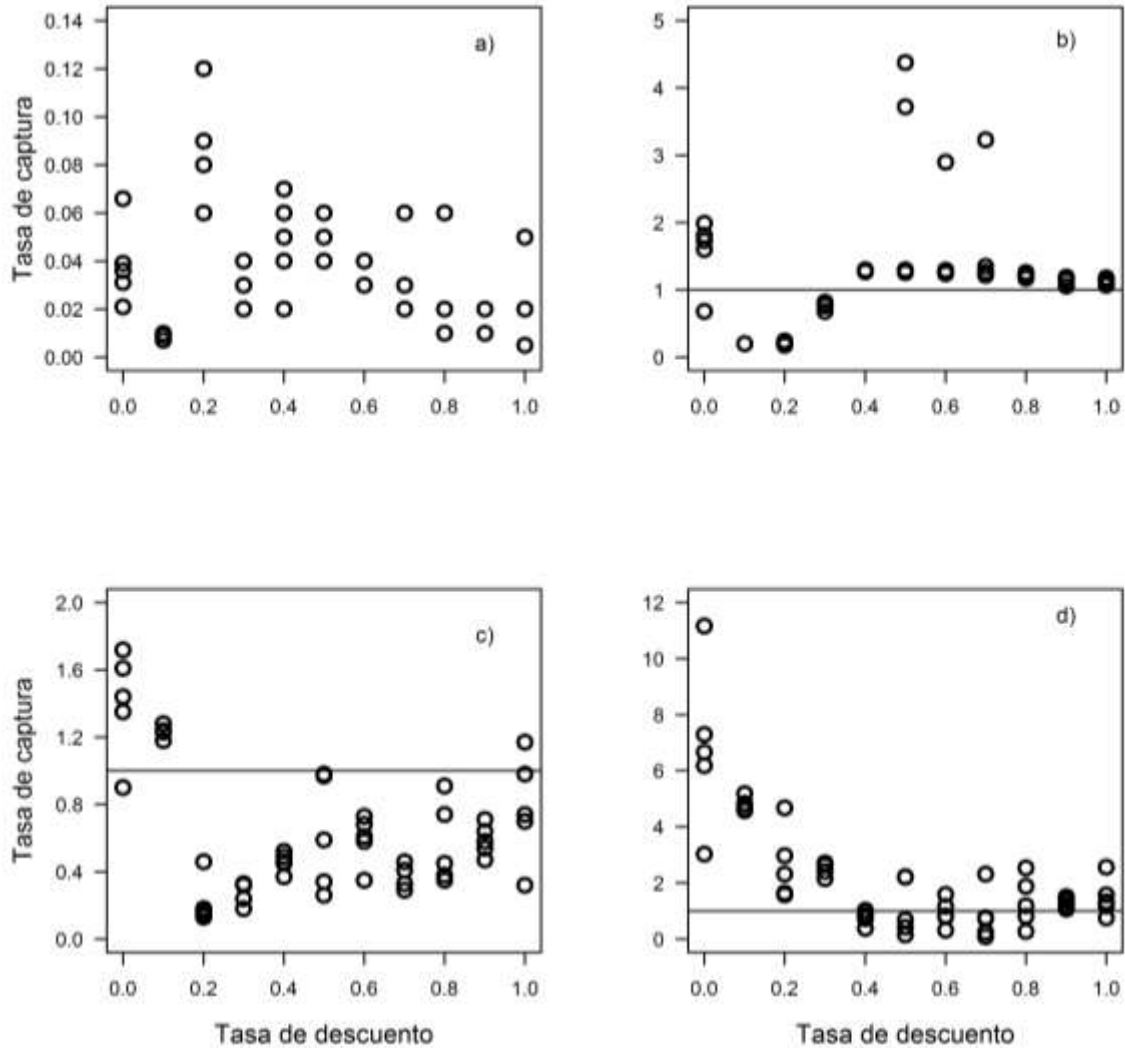


Figura 23. Relación entre la tasa de descuento y la tasa de captura de los valores optimizados de la función objetivo de renta. a) pesquería industrial de camarón, b) pesquería artesanal de tiburón, c) pesquería artesanal de langosta y d) pesquería artesanal de sierra. La línea horizontal (valor de 1) representa el escenario base de no incremento ni disminución de la tasa de captura, por arriba del valor uno son incrementos y por debajo disminuciones proporcionales del esfuerzo pesquero.

En la tabla 15 se muestran los valores optimizados de la función objetivo de beneficio social. En el caso de la pesca industrial de camarón, las tasa de descuento con valores de 0.9 y 1 generar incrementos en la tasa de captura, 6-26%. Las tasas de descuento de 0.1 y 0.3 muestran incrementos en las tasa de captura respecto a la pesquería artesanal de camarón, de 5%-30%, todas las demás tasas de descuento generan disminuciones de ésta. Para el caso de la pesquería artesanal de tiburón, las tasas de descuento de 0.1 y 0.2 generan disminuciones de la tasa de descuento (69%-

79%), todas las demás sugieren incrementos. Las simulaciones para el caso de la pesquería artesanal de langosta mostraron incrementos en las tasas de captura asociadas a tasas de descuento de 0. 0.1, 0.5, 0.6 y 6; la tasa de captura más alta fue de 5.5 veces la tasa de descuento actual asociada a una tasa de descuento de 0. En el caso de la pesquería artesanal de huachinango la tendencia entre estas variables es consistente, es decir, a medida que aumenta la tasa de descuento disminuye la tasa de captura. La pesquería de sierra presenta la misma tendencia que usando la función objetivo de renta neta, es decir, las mayores tasas de captura están asociadas a tasas de descuento bajas y éstas disminuyen conforme aumenta la tasa de descuento, todo esto en el intervalo de 0-0.3. Con esto, la mayor tasa de captura es de 7.8 veces la actual asociada a una tasa de descuento de 0. Para el caso de la pesquería artesanal de robalo, sino se considera el valor extremo, la tasa de captura incrementa desde valores en 0 hasta 0.6 en tasa de descuento, después del cual la tasa de captura disminuye. Finalmente, la pesquería artesanal de ostión permanece sin cambios en la tasa de captura.

En la tabla 16 se muestran los valores optimizados con la función objetivo de estructura del ecosistema. Con base en esta función objetivo, las pesquería industrial de camarón, pesquería artesanal de langosta y huachinango muestran reducciones en sus tasas de captura durante el periodo 1 de cambio climático. En el caso de la pesquería de camarón, las simulaciones muestran una reducción de la tasa de captura del 100%. Las pesquerías artesanales de tiburón, sierra y robalo muestran incrementos en su tasa de captura con cualquier tasa de descuento. En la pesquería artesanal de camarón, las simulaciones muestran que con cualquier tasa de descuento, las tasas de captura pueden disminuir hasta un 69% o incrementar hasta 4% la tasa de captura actual. Nuevamente, la pesquería artesanal de robalo se muestra sin cambios en la tasa de captura.

Tabla 15. Tasas de captura de la flota industrial de camarón y pesquerías artesanales del sureste del Golfo de California, asociadas a una tasa de descuento y función objetivo correspondientes a la optimización del Beneficio social de estas. Los valores <1 implican reducción proporcional de la tasa de captura, valores >1 incrementos de la misma y un valor de 0 reducción del 100% de la tasa de captura.

Tasa de descuento	Peso función objetivo	Flotas							
		Industrial camarón	Artesanal camarón	Artesanal tiburón	Artesanal langosta	Artesanal huachinango	Artesanal Sierra	Artesanal Robalo	Artesanal Ostión
0.00	1	0.01	13.27	5.76	5.57	1.02	7.88	0.37	0.46
0.00	2	0.02	0.79	0.53	1.31	0.93	6.57	0.39	1.00
0.10	1	0.09	1.08	0.40	0.59	1.26	6.50	0.23	1.00
0.10	2	0.08	1.05	0.31	1.57	1.97	6.66	0.17	1.00
0.20	1	0.11	0.91	0.27	0.18	1.00	2.87	0.54	1.03
0.20	2	0.15	0.85	0.21	0.13	0.86	6.42	0.48	1.05
0.30	1	0.04	1.30	1.04	0.33	0.20	1.81	2.75	1.00
0.30	2	0.05	0.80	1.04	0.37	0.16	2.61	2.79	1.00
0.40	1	0.09	0.83	1.71	0.41	1.16	0.53	17.02	1.00
0.40	2	0.09	0.72	1.71	0.36	0.78	0.65	16.93	1.00
0.50	1	0.09	0.71	13.48	1.39	0.65	1.74	3.84	1.00
0.50	2	0.11	0.68	1.63	0.81	1.30	0.13	1429.47	1.00
0.60	1	0.13	0.82	5.35	1.18	1.02	1.30	16.16	1.00
0.60	2	0.05	0.76	3.77	1.24	0.81	1.32	18.04	1.00
0.70	1	0.30	0.73	1.67	1.31	1.06	0.73	12.65	1.00
0.70	2	0.33	0.82	1.69	0.53	0.55	0.72	11.97	1.00
0.80	1	0.81	0.87	1.72	0.48	0.89	0.59	6.68	1.00
0.80	2	0.85	0.71	1.82	0.49	1.20	0.89	7.28	1.00
0.90	1	1.07	0.17	1.77	0.59	0.09	1.53	4.58	1.00
0.90	2	1.06	0.07	1.68	0.55	0.04	0.90	4.91	1.00
1.00	1	1.26	1.00	1.81	1.13	0.91	1.39	5.41	1.00
1.00	2	1.17	0.96	3.91	0.74	0.80	0.91	3.55	1.00

Tabla 16. Valores optimizados de la función objetivo de Estructura del ecosistema usando diferentes tasas de descuento desde 0 hasta 1 sobre las pesquerías industrial de camarón y ribereñas del ecosistema sureste del Golfo de California. Los valores de cada flota asociados a una tasa de descuento y peso de la función objetivo representan tasas de captura. Valores <1 implican reducción proporcional de la tasa de captura mientras que los >1 incrementos de la misma.

Tasa de descuento	Peso función objetivo	Flotas							
		Industrial camarón	Artesanal camarón	Artesanal tiburón	Artesanal langosta	Artesanal huachinango	Artesanal Sierra	Artesanal Robalo	Artesanal Ostión
0.00	1	0.00	1.04	1.20	0.10	0.76	6.64	2.13	1.00
0.00	2	0.00	0.31	10.50	0.37	0.51	9.03	5.79	1.00
0.10	1	0.00	1.04	1.20	0.10	0.76	6.64	2.13	1.00
0.10	2	0.00	0.31	10.50	0.37	0.51	9.03	5.79	1.00
0.20	1	0.00	1.04	1.20	0.10	0.76	6.64	2.13	1.00
0.20	2	0.00	0.31	10.50	0.37	0.51	9.03	5.79	1.00
0.30	1	0.00	1.04	1.20	0.10	0.76	6.64	2.13	1.00
0.30	2	0.00	0.31	10.50	0.37	0.51	9.03	5.79	1.00
0.40	1	0.00	1.04	1.20	0.10	0.76	6.64	2.13	1.00
0.40	2	0.00	0.31	10.50	0.37	0.51	9.03	5.79	1.00
0.50	1	0.00	1.04	1.20	0.10	0.76	6.64	2.13	1.00
0.50	2	0.00	0.31	10.50	0.37	0.51	9.03	5.79	1.00
0.60	1	0.00	1.04	1.20	0.10	0.76	6.64	2.13	1.00
0.60	2	0.00	0.31	10.50	0.37	0.51	9.03	5.79	1.00
0.70	1	0.00	1.04	1.20	0.10	0.76	6.64	2.13	1.00
0.70	2	0.00	0.31	10.50	0.37	0.51	9.03	5.79	1.00
0.80	1	0.00	1.04	1.20	0.10	0.76	6.64	2.13	1.00
0.80	2	0.00	0.31	10.50	0.37	0.51	9.03	5.79	1.00
0.90	1	0.00	1.04	1.20	0.10	0.76	6.64	2.13	1.00
0.90	2	0.00	0.31	10.50	0.37	0.51	9.03	5.79	1.00
1.00	1	0.00	1.04	1.20	0.10	0.76	6.64	2.13	1.00
1.00	2	0.00	0.31	10.50	0.37	0.51	9.03	5.79	1.00

4.4 DISCUSIÓN

Las simulaciones de las tasas de captura realizadas con cada una de las funciones objetivo tomando en consideración distintas tasas de descuento, tiene efectos diferentes sobre la pesquería industrial de camarón y artesanales del ecosistema sureste del Golfo de California. El modelo Ecosim ha sido ampliamente usado para generar y analizar estrategias de manejo de pesquerías múltiples basadas en la modelación de ecosistemas (Aydin, 2002; Martell *et al.*, 2002; Walters *et al.*, 2002; Zeller & Freire, 2002). La certidumbre de este tipo de simulaciones radica en la calibración previa del modelo. En la medida en que las variables e indicadores ambientales sean los adecuados para describir el comportamiento de la biomasa relativa de los grupos, las estrategias de manejo podrán ser generadas con una mayor certidumbre. En el segundo capítulo de este trabajo doctoral, previo a la generación de estas simulaciones, se realizó un análisis estadístico basado en Modelos Aditivos Generalizados (GAM's, por sus siglas en inglés) para determinar la importancia de las variables e indicadores ambientales sobre cada una de las series de abundancia relativa. A partir de ello, se pudo calibrar el modelo a series de datos históricos y con base en ello generar escenarios para simular intervalos de tasas de tasas de captura con base en el periodo 1 de cambio climático.

La pesquería industrial de camarón es una de las más importantes económicamente en el sureste del Golfo de California. Sin embargo, es una pesquería con prácticas de manejo insostenibles, principalmente por la baja selectividad de las artes de pesca y los altos niveles de bycatch (Foster & Arreguín-Sánchez, 2013). Además, se reconoce que la flota se encuentra sobrecapitalizada (Almendarez-Hernández, 2013) y por ello, no genera los beneficios económicos suficientes para todos los actores involucrados. Por otro lado, las pesquerías artesanales en esta zona de estudio operan bajo condiciones de acceso abierto. Considerando las relaciones tróficas entre los elementos de dicho ecosistema se determinó intervalos de tasas de captura en función de los cambios en la tasa de descuento como una primera aproximación para la pesquería industrial de camarón y pesquerías artesanales que

eventualmente pudiera ser considerada para regular el esfuerzo de pesca de dichas pesquerías en la zona de estudio.

Las tasas de descuento altas no favorecen a la sostenibilidad de los recursos explotados, por el contrario promueve la sobreexplotación de estos (Clark, 1973; Koopmans, 1974; Pauly *et al.*, 2002). En las simulaciones realizadas para el ecosistema sureste del Golfo de California se hace evidente que la tasa de descuento afecta la tasa de captura de cada una de las flotas y de forma distinta. Para el caso de la pesquería industrial de camarón, la optimización de la renta del recurso con cualquier nivel de tasa de descuento implica la reducción casi total de la flota; con la función de beneficio social, las tasas de descuento entre 0 y 0.8 sugieren una reducción de la flota, estos es, mientras más grande es la tasa de descuento implica una menor reducción de la tasa de captura. Mientras que para mantener la estructura y sostenibilidad del ecosistema se sugiere se tendría que eliminar por completo la flota industrial de camarón. Específicamente en esta pesquería, las tasas de captura están afectadas por su nivel de biomasa y las capturas en el modelo Ecosim. La reducción de estas tasas concuerda con el nivel de explotación de este recurso (en el máximo rendimiento sostenible) lo que implica que para mantener la sostenibilidad de pesquería, la reducción del esfuerzo es una medida de manejo adecuada.

De acuerdo a lo antes expuesto, la flota de camarón del sureste del Golfo de California debe disminuir el número de embarcaciones que operan en la pesquería para alcanzar objetivos económicos y sociales, además de cambiar sus prácticas de manejo insostenibles. Sin embargo, en este trabajo se considera que la flota no debiera desaparecer por las implicaciones sociales que ello conlleva. En este sentido, las opciones de manejo más conservadores se obtienen maximizando el beneficio social, lo que implica que incluso usando una tasa de descuento de 0.8, la tasa de captura tendría que reducirse hasta en un 19% durante el periodo 2006-2032. En el caso de pesquerías artesanales como langosta, cuando se maximiza la renta del recurso las tasas de descuento bajas implica mayores tasas de captura; si bien tasas de descuento entre 0.2 y 1 implica una reducción de la tasa de captura, también se sugiere una tendencia positiva, es decir, la tasa de captura se reduce menos a medida que

incrementa la tasa de descuento. De igual forma, tasas de descuento bajas (0) implica un incremento de hasta dos veces de la tasa de captura actual en la pesquería de tiburón.

En Ecosim, es posible realizar simulaciones de tasas de captura con distintos niveles de tasa de descuento. Cuando en esta plataforma se maximiza la renta del recurso o la estructura del ecosistema, generalmente implica una reducción del esfuerzo de pesca. Martell *et al.*, (2012) difieren un poco con lo anterior ya que ellos encontraron que maximizando la renta del recurso, siete de las ocho flotas analizadas presentan un crecimiento en el esfuerzo pesquero, y solo una de ellas se reduce hasta el 40% (pesquería de sardina, económicamente importante). De igual forma, Aydin (2002) reportó que cuando se maximiza la renta del recurso y el beneficio social, las tasas de captura de ocho flotas sugieren un incremento del esfuerzo de pesca. Estas diferencias pueden ser debidas a que la reducción del esfuerzo de pesca se aplica más en situaciones donde las pesquerías se encuentran explotadas al nivel máximo sostenible, y por tanto para generar ganancias económicas se requiere la disminución del esfuerzo de pesca. Por otro lado, el incremento en el esfuerzo que muestran las pesquerías analizadas por Martell *et al.*, (2012) y Aydin (2002) en sus simulaciones representa una situación en el que éstas presentan potencial de crecimiento y que incluso son explotadas por debajo del máximo rendimiento económico.

La tasa de descuento es utilizada para descontar los flujos futuros de efectivo a través del Valor Presente Neto (VPN) y que estos puedan ser comparados en el tiempo (Seijo *et al.*, 1997). Además, el VPN disminuye conforme incrementa esta tasa. En proyectos de inversión con alto riesgo normalmente es apropiado usar tasas de descuento altas para ajustar debido a los factores de riesgo. Sin embargo, no es fácil de determinar pudiéndose utilizar distintos valores en función del proyecto de valoración pero su impacto puede ser muy alto (Nijkamp & Rouwendal, 1988; Burton, 1993; Fearnside, 2002). Es común que se use una tasa de descuento estándar para el periodo en el que se desea calcular los beneficios futuros de acuerdo a lo propuesto por Baumol (1952), Sen (1961), Marglin (1963), Arrow, 1979 y Becker, 1980. En México los proyectos de inversión suelen usar la tasa de interés estandar usadas por el Banco de

México. Sin embargo, Sumaila & Walters (2005) propusieron un enfoque de tasa de descuento intergeneracional para descontar los beneficios futuros del aprovechamiento de recursos ambientales. En su propuesta se incorpora y define el tiempo de una generación de pescadores o de tomadores de decisión en el que se tendrá un impacto sobre la sostenibilidad de las pesquerías lo que hace que se generen mejores beneficios económicos. En este estudio no se usó el enfoque propuesto por estos autores pero se usaron diferentes tasas de descuento para observar los cambios en la tasa de captura en función de ello, por lo que sería recomendable usar la tasa de descuento intergeneracional en los escenarios simulados. En este ecosistema cuando se optimizó la renta del recurso usando diferentes niveles de tasas de descuento, en las pesquerías industrial y artesanal de camarón y huachinango se sugiere una reducción de la tasa de captura; sin embargo, esto no ocurre con las demás pesquerías como por ejemplo la de sierra. Parte de ello se debe a los valores de renta del recurso que genera cada una de las flotas, que para este caso de estudio, la flota artesanal de sierra es la más rentable en la zona de estudio. Por ello, le permite generar incrementos proporcionales en el esfuerzo de pesca a casi cualquier nivel de tasa de descuento. En el caso de la pesquería industrial de camarón, donde los ingresos totales no son del todo diferentes a los costos totales usados como escenario base, la optimización de la renta neta tiende a compensar los incrementos de la tasa de descuento con una reducción del esfuerzo de pesca. En el caso de la pesquería industrial de camarón, cuando se maximiza el beneficio social solo las tasas de descuento de 0.9 y 1 sugieren incrementos en el esfuerzo de pesca; sin embargo, a partir de una tasa de 0.6 la tendencia de la tasa de captura es positiva.

El supuesto de pesquerías artesanales independientes usado en este trabajo implica que la renta del recurso generada por cada una de estas pesquerías se ve afectada, y en la mayorías de estas con valores subestimados, enmascarando el valor real de la renta de los recursos. De tal forma, que los resultados de las simulaciones de las tasas de captura sugieren reducciones importantes. Por otro lado, el concepto de pesquerías ribereñas multiespecíficas implicaría que la renta del recurso se compensa por la captura objetivo y la de especies incidentales capturadas a lo largo de la temporada de pesca, lo que probablemente se reflejaría en renta del recurso positiva.

Por tanto, el concepto de pesquerías artesanales multiespecíficas podría resultar en una menor reducción de la tasa captura al optimiar la renta del recurso comparada con el concepto de pesquerías artesanales independientes.

5. Discusión General

El ecosistema costero del sureste del Golfo de California se encuentra bajo la interacción de tres cuerpos de agua con características diferentes. Por un lado, presenta la influencia de aguas de la corriente de California las cuales son frías y de baja salinidad que fluyen hacia el sur a lo largo de la costa de Baja California y con cierta influencia sobre la boca del Golfo de California. Segundo, el ecosistema presenta la influencia de aguas del Pacífico Tropical que son cálidas y de salinidad intermedia que fluyen del sureste hacia la boca del Golfo. Finalmente, se tienen las aguas del Golfo de California las cuales son cálidas y de mayor salinidad (Álvarez-Borrego *et al.*, 1978; Lavin & Marinone, 2003). Además, la zona de estudio está influenciada o conectada por distintos cuerpos de agua continental como ríos y lagunas costeras que hacen la función de zonas de protección y alimentación (Hernández-Padilla, 2012). Con todo esto, dicho ecosistema marino se considera uno de los más diversos y productivos en México.

En esta zona de estudio se llevan a cabo pesquerías de importancia económica y en volumen de producción tales como la pesquería industrial de sardina y camarón, así como artesanales o de pequeña escala (Jacob-Cervantes, 2010; Almendarez-Hernández *et al.*, 2015). El estudio de pesquerías artesanales a nivel de composición de capturas, dinámica de la flota y estrategias de manejo se encuentra pobremente documentado en la zona. Este estudio se enfocó en el análisis bioeconómico y de ecosistemas principalmente sobre la pesquería industrial de camarón y las principales pesquerías artesanales de importancia económica en la zona. Ello, eventualmente podría ayudar a generar esquemas de manejo formales en el caso de pesquerías ribereñas para evitar la sobreexplotación y hacer un uso sostenible de los recursos explotados.

Si bien estas pesquerías tienen algunas medidas técnicas de manejo que regulan su operación (D.O.F. 2012), dado sus niveles de rentabilidad encontrados en este estudio es posible argumentar que éstas operan de forma insostenible. En el caso de la pesquería industrial de camarón se regula con base en un periodo de veda, no pesca de 0 a 5 brazas (para proteger zonas de crianza), uso de excluidores de tortugas (obligatorio) y peces (a la fecha opcional), así como el tamaño de las mallas de las

redes de arrastre y su dimensión. Además, actualmente, existe un incentivo económico a través del programa de “Retiro voluntario de embarcaciones”, dado la sobrecapitalización de la pesquería y, el objetivo de este programa es reducir el número de embarcaciones que operan en esta pesquería. Con ello, se busca que los participantes logren beneficios económicos y en un momento dado se maximice la renta del recurso derivada de esta pesquería. Por otro lado, en este trabajo se identificó que en el ecosistema sureste del Golfo de California se capturan 25 recursos de forma artesanal. De todos ellos, solo dos (langosta y ostión) cuentan con algunas medidas técnicas de manejo. A pesar de ello, el común denominador es la falta de vigilancia para controlar el acceso a no-permisionarios. Con todo, bajo las características que define Sutinen (1999) por lo menos en el caso de las pesquerías artesanales se puede definir que estas operan bajo una condición de acceso abierto. De no controlarse su operación, esta condición podría conducir a la sobreexplotación de los recursos.

Aunado a ello, se tiene evidencia de que los cambios ambientales como la acidificación de los océanos, el incremento del nivel del mar e incrementos de temperatura a lo largo del tiempo, se manifiesta como cambios en los parámetros poblaciones de los recursos explotados, particularmente (Halpern *et al.*, 2009; Iwasaki *et al.*, 2009; Arreguín-Sánchez, 2014). La mayoría de los modelos pesqueros que se tienen desarrollados, y que además siguen siendo la base del manejo de los recursos explotados en México, asumen condiciones ambientales estables. Esto significa que se considera a la pesca como la principal fuente de variación en la abundancia de las poblaciones explotadas. Actualmente, las condiciones ambientales, presentan mayor variabilidad, y en el caso del cambio climático, variabilidad con tendencia, por lo que este supuesto ya no se considera aceptable. Se ha documentado que la variabilidad ambiental incide sobre el reclutamiento de organismos (Ramírez-Rodríguez & Arreguín-Sánchez, 2006), sobre la sostenibilidad de los ecosistemas (Arreguín-Sánchez, 2014), y que particularmente las variaciones en el pH del océano tienen repercusiones sobre organismo calcáreos y consecuencias sobre recursos de importancia comercial (Orr *et al.*, 2005; Cooley & Doney, 2009). Con ello se pone de manifiesto que puede existir una mayor incertidumbre en los puntos de referencia a generar para lograr el manejo de

estos recursos. De no considerar la variabilidad ambiental en el modelado pesquero se pone en riesgo la posibilidad de éxito de cualquier estrategia de manejo.

Los estudios bioeconómicos de pesquerías permiten el modelado dinámico, espacial o temporal, de la biomasa, captura y esfuerzo y sus consecuencias en la renta generada por los recursos explotados. A partir de ello, se pueden generar puntos de referencia incluso asociados a la incertidumbre de las condiciones ambientales que apoyen a los tomadores de decisiones en el manejo de los recursos explotados (Seijo *et al.*, 1997; Anderson & Seijo, 2010). Por otro lado, los indicadores a nivel de ecosistemas solo habían sido usados para describir el desarrollo de estos con base en sus características estructurales y de funcionamiento (Christensen, 1994; Christensen, 1995; Pérez-España & Arreguín-Sánchez, 1999). Éstos han evolucionado y actualmente permiten caracterizar la vulnerabilidad de los ecosistemas con base en perturbaciones naturales o antrópicas como los efectos de la pesca (Hernández-Padilla, 2012; Arreguín-Sánchez & Ruíz-Barreiro, 2014). Sin embargo, estos dos enfoques no han podido ser integrados desde la perspectiva del manejo de pesquerías. En este estudio, considerando la información de rentabilidad de la pesquería industrial de camarón y pesquerías artesanales, se determinaron sus tasas de captura con diferentes niveles de tasas de descuento y, además, considerando la variabilidad ambiental usando un modelo ecosistémico. En ese sentido, en las simulaciones se evidenció que la tasa de descuento afecta las tasas de captura de estas pesquerías en diferentes grados. En el caso de la pesquería de camarón, dado su nivel de biomasa y su captura en el modelo ecosistémico, los diferentes escenarios simulados sugieren reducción casi del 100% de la flota. Finalmente, se concluye que si los tomadores de decisión manejaran la pesquería de camarón considerando: 1) la variabilidad ambiental y 2) maximizando el número de empleos por unidad de volumen de captura, como mejor estrategia de manejo sobre los criterios de rentabilidad y de estructura del ecosistema, se podría reducir el número total de embarcaciones hasta en un 19% durante los años 2006-2032.

En el capítulo uno se describió el comportamiento de la renta del recurso generada por estas pesquerías, en el caso de la pesca industrial de camarón para el

periodo 2006-2014 mientras que para las pesquerías artesanales para del 2006-2011. Este análisis demostró que todas las pesquerías no son del todo rentables económicamente. En el caso de la pesquería industrial de camarón, la CPUE mostró una tendencia positiva; sin embargo, solo se obtuvieron ganancias en los dos últimos años, de tal forma que la renta acumulada del recurso para el periodo analizado sugiere pérdidas importantes por embarcación que se traducen a la flota en general. La anterior condición supone que durante el periodo 2006-2012 los ingresos totales provenientes únicamente de la captura no compensan a los costos totales y por tanto todas las embarcaciones participantes no tendrían incentivos económicos para permanecer dentro de la pesquería. Sin embargo, el valor agregado post-captura del recurso, los subsidios (principalmente de diésel y retiro voluntario de embarcaciones) y los apoyos a la modernización de la flota por parte del gobierno federal parecen ser los causantes de que la flota se siga sosteniendo a lo largo del tiempo. En el caso de los programas de desmantelamientos de embarcaciones en el Atlántico Norte se ha sugerido que los subsidios, lejos de ser dañinos, tienen realmente un impacto benéfico sobre la gestión de los recursos y la sostenibilidad de estos, o en el peor de los casos, son neutrales (Munro & Sumaila, 2002). En el ecosistema sureste del Golfo de California los subsidios parecen responder de la misma forma, debido a que si éstos desaparecen, tomando en consideración el incremento de los combustibles y que éste es el principal costo de operación de la flota industrial de camarón, parte de la flota no podría operar y el número de embarcaciones que participarían en esta pesquería disminuiría significativamente. Por tanto, bajo esta premisa, si se requiere disminuir el número de embarcaciones en esta pesquería, una estrategia de manejo a seguir por los tomadores de decisiones sería reducir paulatinamente los subsidios.

En el caso de las pesquerías artesanales la generalidad es que en el año 2008 la renta del recurso derivada de cada una de las pesquerías es máxima. Esto es debido principalmente a que en este año la captura presentó un alto nivel. En este estudio, considerando a la pesca ribereña como pesquerías individuales, las pesquerías de sierra y ostión mostraron renta del recurso positiva durante todos los años analizados mientras que las de camarón, tiburón, langosta, huachinango y robalo presentan una

alternancia de valores positivos y negativos a lo largo del periodo 2006-2011. Aun cuando el número de embarcaciones que operan a lo largo de la plataforma continental en cada una de estas pesquerías es bajo, siguen permaneciendo dentro de ellas. Una de las hipótesis al respecto, es que en el caso de pesquerías artesanales consideradas como multiespecíficas, todo lo que capturan en el año es lo que las mantienen operando año con año (Salas, com. pers.). De esta forma se compensa la captura de recursos objetivos.

En el segundo capítulo, a partir de un modelo trófico tipo Ecopath se describió la sostenibilidad del ecosistema basada en un indicador de potencial de auto-organización (Ulanowicz *et al.*, 2009). Lo anterior, tomando en consideración la variabilidad del PDO hacia el año 2100 como un indicador de cambio climático. El ecosistema sureste del Golfo de California, en lo que hemos considerado como estado actual (periodo 2006-2011) muestra alto niveles de auto-organización. Esto refleja, que a pesar de las pesquerías que operan en la zona, el ecosistema presenta alta resiliencia para compensar los cambios en la abundancia de los organismos explotados y que estos no modifiquen significativamente la estructura y funcionamiento del ecosistema (Levin & Lubchenco, 2008). De esta forma se pone de manifiesto que, a pesar de distintos tipos de perturbaciones, el ecosistema es capaz de mantener ciertos niveles de estabilidad en términos de organización y función a lo largo del tiempo (Pimm, 1984). En las simulaciones realizadas del indicador de auto-organización bajo el efecto del cambio climático se identificó que las salidas de dicho indicador presentan una tendencia similar. Para que esto sucediera, el factor forzante fue aplicado sobre el grupo de pleuronectiformes, donde a partir de los modelos GAMS's se demostró que existe una influencia del PDO sobre este grupo; además, se añadió este forzante sobre los grupos de productores primarios. Este es un método que se usa en Ecosim para dejar que la señal se propague vía cadena trófica al resto de los grupos funcionales (Pauly *et al.*, 2000; Christensen & Walters, 2004).

Arreguín-Sánchez (2014) sugiere que el ecosistema del alto Golfo de California analizado bajo el efecto del cambio climático sigue una trayectoria hacia un valor mínimo de 0.6 en el indicador de una condición de degradación del ecosistema. En el

ecosistema sureste del Golfo de California, si bien el indicador de auto-organización mostró una trayectoria de cambio bajo el efecto del cambio climático en la cual incluso disminuye el orden del ecosistema, no se considera con una tendencia hacia la degradación del ecosistema. Sin embargo, se reconoce que los ecosistemas pueden presentar diferentes estados estables después de una perturbación (Rockström *et al.*, 2009) compensados en parte por los altos niveles de capacidad de auto-organización. Además, se ha evidenciado que los ecosistemas que presentan alta diversidad mantienen altos niveles de robustez (Worm *et al.*, 2006). En este sentido, el ecosistema sureste del Golfo de California presentó niveles de grado de orden donde a partir de sus vínculos tróficos se genera una mejor distribución de la energía entre los los grupos funcionales del ecosistema considerados en el modelo Ecopath con Ecosim. Por otro lado las simulaciones permitieron identificar tres periodos donde los valores de auto-organización son similares entre sí pero estadísticamente diferentes entre ellos. Lo anterior significa que la abundancia de los grupos funcionales puede variar a lo largo del tiempo que representa cada periodo pero su estructura y función se conserva. Es decir, de acuerdo con Arreguín-Sánchez (2014) representa la expresión de diferentes estados del ecosistema. Bajo esta premisa, en este trabajo se sugiere que en cada periodo se pueden generar estrategias de manejo específicas por ejemplo tasas de captura para mantener la sostenibilidad no solo de las pesquerías, sino del ecosistema en general, y además, sugiere la necesidad de adaptabilidad en el manejo de recursos explotados.

En el capítulo 3 se integró la información económica de las pesquerías (capítulo uno) y los periodos de estabilidad identificados en el capítulo 2. Ello, con el objetivo de generar tasas de captura con distintos niveles de tasas de descuentos bajo el concepto de "Manejo Basado en el Ecosistema". A diferencia del manejo basado en poblaciones, este enfoque tiene una visión integradora de aspectos sociales y económicos así como de indicadores vinculados con el ecosistema, no solo de los recursos objetivos sino también de aquellos con los que presenta relaciones en función de su alimentación. Particularmente, el enfoque Ecopath con Ecosim trata de integrar estos conceptos en su plataforma tanto en la parte dinámica espacial y temporal (Walters *et al.*, 1997; Pauly *et al.*, 2000; Christensen & Walters, 2004) y fue uno de los primeros modelos de

simulación a nivel de ecosistemas accesibles para poder evaluar el efectos de distintas perturbaciones (Christensen & Maclean, 2011; Christensen, 2013). En este capítulo se determinó que las tasas de captura no tienen la misma relación con la tasa de descuento en cada una de las pesquerías analizadas. Algunos autores argumentan que las tasas de descuento altas promueven la sobreexplotación de los recursos pesqueros (Clark, 1973; Koopmans, 1974; Pauly *et al.*, 2002). Las salidas de tasas de captura optimizando la renta del recurso realizadas para nuestro ecosistema sugieren que no siempre se mantiene esta relación: altas tasas de descuento implica altas tasas de captura. Dentro de las distintas funciones de optimización usadas, aquella que permite mantener la estructura del ecosistema puede ser considerada como la mejor opción para los tomadores de decisiones, ya que de las opciones de manejo, ésta implica la reducción moderada del esfuerzo de pesca de las flotas.

Finalmente en este trabajo se hizo el intento por integrar los conocimientos económicos de las pesquerías con aquellos basados en el ecosistema con el fin de generar opciones de manejo viables para la pesquería industrial de camarón y artesanales del ecosistema sureste del Golfo de California.

6. Conclusiones Generales

- La renta del recurso derivada de la pesquería industrial de camarón mostró una tendencia negativa durante el periodo 2006-2014, esto a pesar de que las capturas incrementan a lo largo de este periodo. Mientras que las pesquerías artesanales de camarón, tiburón, langosta, huachinango y robalo mostraron valores negativos y positivos. Por su parte, las pesquerías de sierra y ostión fueron las únicas que presentaron renta del recurso positiva en cada uno de los años evaluados durante el periodo 2006-2011.
- En el caso de la pesquería industrial de camarón se asume que las embarcaciones continúan dentro de la pesquería debido al valor agregado post-captura, subsidios al diésel principalmente y apoyos para la modernización de la flota. En el caso de las pesquerías artesanales de camarón, tiburón, langosta, huachinango y robalo se sugiere que estas continúan operando debido a que en la práctica, la pesca ribereña multiespecífica se compensa con la de todos los recursos capturados a lo largo del año. En el ecosistema sureste del Golfo de California los recursos que soportan la pesca artesanal son sierra y ostión.
- Con base en la rentabilidad, la pesquería industrial de camarón y pesquerías artesanales operan bajo una condición insostenible.
- El indicador de potencial de auto-organización en estado actual del ecosistema (periodo 2006-2011) mostró valores altos asociados a valores intermedios de grado de orden. Lo anterior representa que las pesquerías que operan en la zona no modifican sustancialmente la estructura y funcionamiento del ecosistema y que éste se encuentra en un estado donde su capacidad de resiliencia es relativamente alta.
- Bajo la variabilidad del PDO del 2006-2100 usado como indicador de cambio climático, el potencial de auto-organización mostró una trayectoria de cambio en la cual aumenta y disminuye el grado de orden del ecosistema. Sin embargo, lo anterior no representa que el ecosistema presente una tendencia hacia la degradación del ecosistema, sino más bien una expresión de su variabilidad.
- Se identificaron tres periodos de estabilidad con base en el indicador de auto-organización y considerando el cambio climático, los cuales estadísticamente son diferentes. Además, éstos presentan cambios en su estructura y

funcionamiento evaluados a partir de los cambios en la biomasa de los grupos funcionales. En cada uno de estos periodos se pueden generar estrategias de manejo específicas para el caso de pesquería industrial de camarón y pesquerías artesanales.

- Las simulaciones de las tasas de captura realizadas con cada una de las funciones objetivo tomando en consideración distintas tasas de descuento, tiene efectos diferentes sobre la pesquería industrial de camarón y artesanales del ecosistema sureste del Golfo de California. La pesquería industrial de camarón podría reducir su número de embarcaciones hasta en un 19% tomando en consideración la variabilidad ambiental el criterio de beneficio social (escenario más conservador de reducción de la flota).
- Las pesquerías artesanales de langosta y sierra mostraron que a menores tasas de descuento implica mayores tasas de captura.

Bibliografía

- Abraham, F.D., Abraham, R.H., & Shaw, C.D. 1990. A visual introduction to dynamical systems theory for psychology. Santa Cruz, CA: Aerial Press
- Alheit, J., & Bakun, A. (2010). Population synchronies within and between ocean basins: apparent teleconnections and implications as to physical–biological linkage mechanisms. *Journal of Marine Systems*, 79(3), 267-285.
- Álvarez-Borrego S., J. Rivera, G. Gaxiola, M. Acosta & R. Schwartzlone. 1978. Nutrientes en el Golfo de California. *Ciencias Marinas*, 5:53-71.
- Albornoz, V.M., & Canales, C.M. 2006. Total allowable catch for managing squat lobster fishery using stochastic nonlinear programming. *Computers & operations research*, 33(8), 2113-2124.
- Agar, J.J., & Sutinen, J.G. 2004. Rebuilding strategies for multispecies fisheries: a stylized bioeconomic model. *Environmental and Resource Economics*, 28(1), 1-29.
- Akaike, H. 1973. Maximum likelihood identification of Gaussian autoregressive moving average models. *Biometrika*, 60(2), 255-264.
- Almendarez Hernández, L. C. 2013. Caracterización y comportamiento económico de las embarcaciones camaroneras de alta mar del litoral del Pacífico mexicano como unidades de producción. Tesis de doctorado, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas.
- Almendarez-Hernández, L.C., Ponce-Díaz, G., Lluch-Belda, D., del Monte-Luna, P., & Saldívar-Lucio, R. 2015. Risk assessment and uncertainty of the shrimp trawl fishery in the Gulf of California considering environmental variability. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 43(4), 651.

- Anderson, L.G. & Seijo, J.C. 2010. Bioeconomics of fisheries management. *Ames, Iowa: Wiley-Blackwell*, 305 p.
- Aragón-Noriega, E.A., Rodríguez-Quiroz, G., Cisneros-Mata, M.A., & Ortega-Rubio, A. 2010. Managing a protected marine area for the conservation of critically endangered vaquita (*Phocoenus sinus Norris*, 1958) in the Upper Gulf of California. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 17(5), 410-416.
- Aranceta-Garza, F., Arreguín-Sánchez, F., Ponce-Díaz, G., & Seijo, J.C. 2016. Natural mortality of three commercial penaeid shrimps (*Litopenaeus vannamei*, *L. stylirostris* and *Farfantepenaeus californiensis*) of the Gulf of California using gnomonic time divisions. *Scientia Marina*, 80(2), 199-206.
- Arnason, R., & Shotton, R. 2000. Property rights as a means of economic organization. *FAO Fisheries Technical Paper*, (404/1), 14-25.
- Arreguín-Sánchez, F. (2014). Adaptabilidad y sostenibilidad: un enfoque holístico hacia el manejo de ecosistemas acuáticos explotados. *Ciencia Pesquera*, 22(1), 89-101.
- Arreguín-Sánchez, F., Ramí, M., & Pérez-España, H. 2004. Optimal management scenarios for the artisanal fisheries in the ecosystem of La Paz Bay, Baja California Sur, Mexico. *Ecological Modelling*, 172(2), 373-382.
- Arreguín-Sánchez, F., & Ruiz-Barreiro, T. M. 2014. Approaching a functional measure of vulnerability in marine ecosystems. *Ecological Indicators*, 45, 130-138.
- Arrow, K. J. 1979. The trade-off between growth and equity. En: H.I. Greenfield, A.M. Levenson, W. Hamovitch, E. Rotwein (Eds.), *Theory for economic Efficiency: Essays in Honor of Abba P. Lerner*. M.I.T. Press, Cambridge, M.A.
- Austin, M.P., Nicholls, A.O., Margules, C.R. 1990. Measurement of the realized qualitative niche: environmental niche of five *Eucalyptus* species. *Ecol. Monogr.* 60, 161-177.

- Badjeck, M.C., Allison, E.H., Halls, A.S., & Dulvy, N.K. 2010. Impacts of climate variability and change on fishery-based livelihoods. *Marine policy*, 34(3), 375-383.
- Basurto, X. 2005. How locally designed access and use controls can prevent the tragedy of the commons in a Mexican small-scale fishing community. *Society and Natural Resources*, 18(7), 643-659.
- Baumol, W. J. 1952. Welfare economics and the theory of the state. Harvard University Press, Cambridge, M.A. with heterogeneous households. *Quarterly Journal of Economics*, 95, 375-382.
- Becker, R. A. 1980. On the long-run steady state in a simple dynamic model of equilibrium
- Buenstorf, G. 2000. Self-organization and sustainability: energetics of evolution and implications for ecological economics. *Ecological Economics*, 33(1), 119-134.
- Caddy, J. F. 1999. Fisheries management in the twenty-first century: will new paradigms apply? *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 9(1), 1-43.
- Caddy, J. F. 2000. Marine catchment basin effects versus impacts of fisheries on semi-enclosed seas. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 57(3), 628-640.
- Caddy, J. F., & Mahon, R. 1995. Reference points for fisheries management. Vol. 374. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Caddy, J.F., & Seijo, J.C. 2005. This is more difficult than we thought! The responsibility of scientists, managers and stakeholders to mitigate the unsustainability of marine fisheries. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 360(1453), 59-75.
- Camazine, S. 1993. The regulation of pollen foraging by honey bees: how foragers assess the colony's need for pollen. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 32(4), 265-272.

- Castro-Aguirre, J.L., Balart, E.F., & Arvizu-Martínez, J. 1995. Contribución al conocimiento del origen y distribución de la ictiofauna del Golfo de California, México. *Hidrobiológica*, 5(1-2), 57-78.
- Chaboud, C., & Thebaud, O. 2009. Bioeconomic model of the dynamics of fisheries facing global economic and environment changes: the French Guyana shrimp fishery. In *The 18th World IMACS Congress and MODSIM09 International Congress on Modelling and Simulation. Cairns, Australia from 13–17 July 2009*.
- Chaboud, C., & Vendeville, P. 2011. Evaluation of selectivity and bycatch mitigation measures using bioeconomic modelling. The cases of Madagascar and French Guiana shrimp fisheries. *Aquatic Living Resources*, 24(2), 137-148.
- Chuenpagdee, R., Liguori, L., Palomares, M.L.D., Pauly, D., 2006. Bottom-up, Global Estimates of Small-Scale Marine Fisheries Catches. *Fisheries Centre Research Reports*, University of British Columbia, Canada, 14(8), 105 pp.
- Christensen, V. 1994. Emergy-based ascendancy. *Ecological Modelling*, 72(1-2), 129-144.
- Christensen, V. 1995. Ecosystem maturity—towards quantification. *Ecological Modelling*, 77(1), 3-32.
- Christensen, C. 2013. *The innovator's dilemma: when new technologies cause great firms to fail*. Harvard Business Review Press.
- Christensen & Walters. 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling* 172:109-139.
- Christensen, V. & Maclean, J. 2011. *Ecosystem approaches to fisheries: a global perspective*. Cambridge University Press.
- Cinti, A., Shaw, W., & Torre, J. 2010. Insights from the users to improve fisheries performance: fishers' knowledge and attitudes on fisheries policies in Bahía de Kino, Gulf of California, Mexico. *Marine Policy*, 34(6), 1322-1334.

- Cisneros-Montemayor, A.M., Christensen, V., Arreguín-Sánchez, F., & Sumaila, U.R. 2012. Ecosystem models for management advice: An analysis of recreational and commercial fisheries policies in Baja California Sur, Mexico. *Ecological Modelling*, 228, 8-16.
- Cooley, S. R., & Doney, S. C. 2009. Anticipating ocean acidification's economic consequences for commercial fisheries. *Environmental Research Letters*, 4(2), 024007.
- Costello, C., Ovando, D., Hilborn, R., Gaines, S.D., Deschenes, O., & Lester, S.E. 2012. Status and solutions for the world's unassessed fisheries. *Science*, 338(6106), 517-520.
- Cox, S.P., Beard, T.D., & Walters, C. 2002. Harvest control in open-access sport fisheries: hot rod or asleep at the reel? *Bulletin of Marine Science*, 70(2), 749-761.
- Crowley, T.J., & Lowery, T.S. 2000. How warm was the medieval warm period? *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 29(1), 51-54.
- Cunningham, S., & Bostock, T. 2005. Successful fisheries management: issues, case studies and perspectives. Eburon Uitgeverij BV.
- Cunningham, S. and Neiland, A. E. 2005. The Role of Fisheries in Economic Growth and Poverty Alleviation: Towards a Wealth-based Approach to Fisheries Management. Key-sheet prepared for the UK Department for International Development (DFID), London.
- Davidson W.C. 1959. Variable Metric Method for Minimization. AEC Res. And Dev. Report ANL-5990.
- Díaz-Uribe, J.G., Arreguín-Sánchez, F., & Cisneros-Mata, M.A. 2007. Multispecies perspective for small-scale fisheries management: A trophic analysis of La Paz Bay in the Gulf of California, Mexico. *Ecological Modelling*, 201(2), 205-222.

- Die, D.J., & Caddy, J.F. 1997. Sustainable yield indicators from biomass: are there appropriate reference points for use in tropical fisheries?. *Fisheries Research*, 32(1), 69-79.
- D.O.F. (2012). Carta Nacional Pesquera 2012. Diario Oficial de la Federación, 24 Agosto 2012. México.
<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/153374/Carta-Nacional-Pesquera-2012.pdf>.
- Doney, S. C., Ruckelshaus, M., Duffy, J. E., Barry, J. P., Chan, F., English, C. A. & Polovina, J. 2012. Climate change impacts on marine ecosystems. *Marine Science*, 4.
- Edwards, M., & Richardson, A.J. 2004. Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature*, 430(7002), 881-884.
- Emery, T.J., Hartmann, K., Green, B.S., Gardner, C., & Tisdell, J. 2014. Does 'race to fish' behaviour emerge in an individual transferable quota fishery when the total allowable catch becomes non-binding? *Fish and Fisheries*, 15(1), 151-169.
- Esper, J., Wilson, R.J., Frank, D.C., Moberg, A., Wanner, H., & Luterbacher, J. 2005. Climate: past ranges and future changes. *Quaternary science reviews*, 24(20), 2164-2166.
- Espinosa-Romero, M.J., Gregr, E.J., Walters, C., Christensen, V. & Chan, K.M. 2011. Representing mediating effects and species reintroductions in Ecopath with Ecosim. *Ecological Modelling*, 222(9), 1569-1579.
- Espinosa-Romero, M.J., Rodriguez, L.F., Weaver, A.H., Villanueva-Aznar, C., & Torre, J. 2014. The changing role of NGOs in Mexican small-scale fisheries: From environmental conservation to multi-scale governance. *Marine Policy*, 50, 290-299.
- FAO. 2003. The Ecosystem Approach to Fisheries. Rome, FAO., FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries no. 4, suppl. 2.

Fletcher R. & Powell M.J.D. 1963. Rapidly Convergent Descent Method for Minimization, *Computer, J.*, 6: 163-168.

Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L., & Holling, C.S. 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 557-581.

Foster, S.J., & Arreguin-Sánchez, F. 2013. Using distribution patterns of small fishes to assess small fish by-catch in tropical shrimp trawl fisheries. *Animal Conservation*, 17(3), 217-224.

Foster, S.J., & Vincent, A.C.J. 2010. Tropical shrimp trawl fisheries: fishers' knowledge of and attitudes about a doomed fishery. *Marine Policy*, 34(3), 437-446.

Guillet R. 2008 Global study of shrimp fisheries, FAO Fisheries Technical Paper. No. 475. Rome.

Jacobsen, R. B., & Raakjær, J. 2012. A case of Greenlandic fisheries co-politics: power and participation in total allowable catch policy-making. *Human ecology*, 40(2), 175-184.

Johannessen, O.M., Bengtsson, L., Miles, M.W., Kuzmina, S.I., Semenov, V.A., Alekseev, G.V., & Hasselmann, K. 2004. Arctic climate change: Observed and modelled temperature and sea-ice variability. *Tellus A*, 56(4), 328-341.

Jordán, F., Okey, T. A., Bauer, B., & Libralato, S. 2008. Identifying important species: linking structure and function in ecological networks. *Ecological Modelling*, 216(1), 75-80.

Jørgensen, S. E., Mejer, H., & Nielsen, S. N. 1998. Ecosystem as self-organizing critical systems. *Ecological Modelling*, 111(2), 261-268.

Kauffman, S. A. 1993. The origins of order. New York: Oxford University Press.

Kutsch, W. L., Steinborn, W., Herbst, M., Baumann, R., Barkmann, J., & Kappen, L. 2001. Environmental indication: a field test of an ecosystem approach to quantify biological self-organization. *Ecosystems*, 4(1), 49-66.

Lavin, M. F. & Marinone, S. G. 2003. An overview of the physical oceanography of the Gulf of California. En: *Nonlinear Processes in Geophysical Fluid Dynamics*. O. U. Velasco Fuentes *et al.*(Eds.). Kluwer Academic Publishers. Países Bajos, 173-204 p.

Larkin, P. A. 1997. The costs of fisheries management information and fisheries research. *Developing and Sustaining World Fisheries Resources*, 713-718.

Lehmann, A. 1998. GIS modeling of submerged macrophyte distribution using Generalized Additive Models. *Plant ecology*, 139(1), 113-124.

Lluch-Cota, S. E., Aragón-Noriega, E. A., & Arreguín-Sánchez, F. Aurióles-Gamboa D *et al.* 2007. The Gulf of California: review of ecosystem status and sustainability challenges. *Prog Oceanogr*, 73, 1-26.

Gabriel, W., Serchuk, F. & Terceiro, M. 1997. Application of the precautionary approach from the bottom up: uncertainty and stock rebuilding in the mid-Atlantic region of the Northwest Atlantic. ICES C.M. 1997/V, 09, 25.

Gordon, H. S. 1954. The economic theory of a common-property resource: the fishery. En: *Classic Papers in Natural Resource Economics* (pp. 178-203). Palgrave Macmillan UK.

- Grimm, V., Schmidt, E., & Wissel, C. 1992. On the application of stability concepts in ecology. *Ecological modelling*, 63(1), 143-161.
- Gunderson, D.R. 1993. Surveys of fisheries resources. John Wiley & Sons.
- Haken, H. 1998. Information and self-organization, Berlin: Springer-Verlag, ISBN 3540662863 (2000).
- Harley, C. D., Randall Hughes, A., Hultgren, K. M., Miner, B. G., Sorte, C. J., Thornber, C. S., ... & Williams, S. L. 2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology letters*, 9(2), 228-241.
- Hastie, T. & Tibshirani, R. 1986. Generalized additive models (with discussion). *Statist. Sci.* 1: 297-318.
- Hastie, T.J. & Tibshirani, R.J. 1990. Generalized Additive Models. Chapman and Hall, London.
- Hays, G., Richardson, A.J., & Robinson, C. 2005. Climate change and marine plankton. *Trends in ecology & evolution*, 20(6), 337-344.
- Hernández Padilla, J. C. 2012. Estructura trófica del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa en dos épocas (1994/95 y 2006/07). Tesis de maestría, Instituto Politécnico Nacional, 126 p.
- Hilborn, R.M., & Peterman, R.M. 1996. The development of scientific advice with incomplete information in the context of the precautionary approach. *FAO Fisheries Technical Paper*, 77-102.

- Hilmer, M., & Jung, T. 2000. Evidence for a recent change in the link between the North Atlantic Oscillation and Arctic sea ice export. *Geophysical Research Letters*, 27(7), 989-992.
- Hirata, H., & Ulanowicz, R.E. 1984. Information theoretical analysis of ecological networks. *International journal of systems science*, 15(3), 261-270.
- Hoegh-Guldberg, O., & Bruno, J.F. 2010. The impact of climate change on the world's marine ecosystems. *Science*, 328(5985), 1523-1528.
- Holling, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual review of ecology and systematics*, 1-23.
- Holling, C. S. 1986. The resilience of terrestrial ecosystems: local surprise and global change. *Sustainable development of the biosphere*, 292-317.
- Hunt, G.L., & McKinnell, S. 2006. Interplay between top-down, bottom-up, and wasp-waist control in marine ecosystem. *Progress in Oceanography*, 69(2), 115-124.
- Maluf, L. Y. (1983). 3/PHYSICAL OCEANOGRAPHY. *Island biogeography in the Sea of Cortez*, 26.
- Margalef, R. 1968. *Perspectives in Ecological Theory*, University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Marglin, S.A. 1963. The social rate of discount and the optimal rate of investment. *Quarterly Journal of Economics*, 77, 95-111.
- Martell, S.J., Beattie, A. I., Walters, C.J., Nayar, T., & Briese, R. 2002. Simulating fisheries management strategies in the Strait of Georgia ecosystem using Ecopath and Ecosim. En: *The Use of Ecosystem Models to Investigate*

Multispecies Management Strategies for Capture Fisheries (T. Pitcher and K. Cochrane eds.). *Fisheries Centre Research Reports* 10 (2), 16-23.

Maunder, M.N., & Starr, P.J. 2003. Fitting fisheries models to standardised CPUE abundance indices. *Fisheries Research*, 63(1), 43-50.

Mitchell, R.J., M.H.D. Auld, M.G. Le Duc & R.H. Marrs. 2000. Ecosystem stability and resilience: a review of their relevance for the conservation management of lowland heaths. *Pers. in Plant Ecol. Evol. and System*, 3/2, 142-160.

Moreno-Báez, M., Cudney-Bueno, R., Orr, B. J., Shaw, W. W., Pfister, T., Torre-Cosio, J. & Rojo, M. 2012. Integrating the spatial and temporal dimensions of fishing activities for management in the Northern Gulf of California, Mexico. *Ocean & coastal management*, 55, 111-127.

Munro, G., & Sumaila, U. R. 2002. The impact of subsidies upon fisheries management and sustainability: the case of the North Atlantic. *Fish and fisheries*, 3(4), 233-250.

Nijkamp, P. & Rouwendal, J. 1988. Intergenerational discount rates and long term plan evaluation. *Public Finance*, 43, 195-211.

Orr, J. C., Fabry, V. J., Aumont, O., Bopp, L., Doney, S. C., Feely, R. A., ... & Key, R. M. 2005. Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature*, 437(7059), 681-686.

Parmesan, C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 637-669.

Pauly, D., V. Christensen & C. Walters. 2000. Ecopath, Ecosim and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES J Mar Sci*, 57(3): 697-706.

- Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T. J., Sumaila, U. R., Walters, C. J., ... & Zeller, D. 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418(6898), 689-695.
- Pennington, J. T. & Chavez, F. P. 2000. Seasonal fluctuations of temperature, salinity, nitrate, chlorophyll and primary production at station H3/M1 over 1989–1996 in Monterey Bay, California. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 47(5), 947-973.
- Pérez-España, H. & Arreguín-Sánchez, F. 1999. A measure of ecosystem maturity. *Ecological modelling*, 119(1), 79-85.
- Pimm, S. L. 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature*, 307(5949), 321-326.
- Pörtner, H.O., & Knust, R. 2007. Climate change affects marine fishes through the oxygen limitation of thermal tolerance. *science*, 315(5808), 95-97.
- Prigogine, I., & Stengers, I. 1984. Order out of chaos: Man's new dialogue with nature. New York: Bantam Books.
- R Development Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2011. Available in: <http://www.r-project.org>. Último acceso: 25 de septiembre de 2016.
- Ramírez-Rodríguez, M., Arreguín-Sánchez, F., & Lluch-Belda, D. 2006. Efecto de la temperatura superficial y la salinidad en el reclutamiento del camarón rosado *Farfantepenaeus duorarum* (Decapoda: Penaeidae), en la Sonda de Campeche, Golfo de México. *Revista de biología tropical*, 54(4), 1241-1245.

- Ramírez-Rodríguez, M., & Ojeda-Ruíz, M.Á. 2012. Spatial management of small-scale fisheries on the west coast of Baja California Sur, Mexico. *Marine Policy*, 36(1), 108-112.
- Reyes-Tépach, M. 2015. Análisis de los precios y de los subsidios a las gasolinas y el diésel en México, 2008-2015. Dirección de Servicios de Investigación y Análisis. LXII Legislatura, Cámara de Diputados, 64 pp.
- Rodríguez-Cajica, S. R. 1996. Contribución a la fauna de acompañamiento del camarón frente a la costa de Sinaloa, México. Tesis de Maestría. ICMYL. UNAM. México, 124 p.
- Rodríguez-Quiroz, G.R., Aragón-Noriega, E.A., Valenzuela-Quiñónez, W., & Leal, H.M. E. 2010. Artisanal fisheries in the conservation zones of the Upper Gulf of California. *Revista de Biología Marina y Oceanografía*, 45(1), 89-98.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F.S., Lambin, E. F. & Nykvist, B. 2009. A safe operating space for humanity. *Nature*, 461(7263), 472-475.
- Saila, S. B. 1997. Fuzzy control theory applied to American lobster management. En: Developing and sustaining world fisheries resources: the state of science and management. 2nd World Fisheries Congress Proceedings. 204-209 p.
- Saint-Béat, B., Baird, D., Asmus, H., Asmus, R., Bacher, C., Pacella, S. R. & Niquil, N. 2015. Trophic networks: How do theories link ecosystem structure and functioning to stability properties? A review. *Ecological Indicators*, 52, 458-471.
- Salas, S., Chuenpagdee, R., Seijo, J.C., & Charles, A. 2007. Challenges in the assessment and management of small-scale fisheries in Latin America and the Caribbean. *Fisheries Research*, 87(1), 5-16.

- Salcido-Guevara, L.A. & F. Arreguín-Sánchez. 2007. A benthic ecosystem model of the Sinaloa continental Shelf, Mexico. INCOFISH Ecosystem models: Transiting from Ecopath to Ecospace. Fishery Center Research Report, 15, 170-187.
- Lucio, S., & Edén, R. (2015). Periodos multianuales de calentamiento y enfriamiento en el sistema de la corriente de California. Tesis doctoral. Instituto Politécnico Nacional.
- Salthe, S.N., 1993. Development and Evolution. Complexity and Change in Biology. The MIT Press, A Bradford Book. Cambridge, MA.
- Sánchez-Santillán, N. & G. De la Lanza-Espino. 1994. Aspectos climáticos en una laguna costera (Ejemplo de caso: Laguna Huizache y Caimanero), (CLIMA), 199-219. En: De la Lanza-Espino, G. y C. Cáceres-Martínez (Ed.) Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano. 1ª. Edición. UNAM.UABCS, Área Interdisciplinaria del Ciencias del Mar. La Paz, B.C.S., México.
- Sazykina, T. G., Alekseev, V. V., & Kryshev, A. I. 2000. The self-organization of trophic structure in ecosystem models: the succession phenomena, trigger regimes and hysteresis. *Ecological Modelling*, 133(1), 83-94.
- Sen, A. K. 1961. On optimising the rate of saving. *Economic Journal*, 71, 479-496.
- Seijo, J., O. Defeo & S. Salas. 1997. Bioeconomía pesquera. Teoría, modelación y manejo. FAO Doc. Téc. Pesca, 368: 1-176.
- Seeley, T. D. 2002. When is self-organization used in biological systems?. *The Biological Bulletin*, 202(3), 314-318.
- Schafer, A.G., & Reis, E.G. 2008. Artisanal fishing areas and traditional ecological knowledge: The case study of the artisanal fisheries of the Patos Lagoon estuary (Brazil). *Marine Policy*, 32(3), 283-292.

Schaefer, M. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of the commercial marine fisheries. *Bull. Inter-Amer. Trop. Tuna Comm.*, 1(2): 27-56.

Shotton, R. & Francis, R.I.C.C. 1997. Risk in fisheries management: a review. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56, 1699-1715.

Sievanen, L. 2015. How do small-scale fishers adapt to environmental variability? Lessons from Baja California, Sur, Mexico. *Maritime Studies*, 13(1), 1-19.

Solé, R. V., & Bascompte, J. 2006. *Self-organization in complex ecosystems*. Princeton University Press.

Sutinen, J.G. 1999. What works well and why: evidence from fishery-management experiences in OECD countries. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 56(6), 1051-1058.

Teh, L.C., & Sumaila, U.R. 2013. Contribution of marine fisheries to worldwide employment. *Fish and Fisheries*, 14(1), 77-88.

Ulanowicz R.E. 1986. *Growth and development: ecosystems phenomenology*. Springer-Verlay, New York, 203 p.

Ulanowicz, R.E. 2009. *A third window: Natural life beyond Newton and Darwin*. Templeton Foundation Press.

Ulanowicz, R. E. 2011. Quantitative Methods for Ecological Network Analysis and Its Application to Coastal Ecosystems. En: *Treatise on estuarine and coastal science* (pp. 35-57). Academic Press Waltham.

- Ulanowicz, R.E., & Norden, J.S. 1990. Symmetrical overhead in flow networks. *International Journal of Systems Science*, 21(2), 429-437.
- Ulanowicz R. E., S. J. Goerner, B. Lietaer & R. Gomez. 2009. Quantifying sustainability: Resilience, efficiency and return of information theory. *Ecological complexity*, 6:27-36.
- Ulanowicz, R.E., Goerner, S.J., Lietaer, B., & Gomez, R. 2009. Quantifying sustainability: resilience, efficiency and the return of information theory. *Ecological complexity*, 6(1), 27-36.
- Vögler, R., Arreguín-Sánchez, F., Lercari, D., del Monte-Luna, P., & Calliari, D. 2015. The effects of long-term climate variability on the trophodynamics of an estuarine ecosystem in southern South America. *Ecological Modelling*, 317, 83-92.
- Walther, G.R. 2010. Community and ecosystem responses to recent climate change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1549), 2019-2024.
- Walters, C. V. Christensen & D. Pauly. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystem form trophic mass-balance assessments. *Rev. Fish Biol. Fish*, 7(2): 139-172.
- Walters, C., Martell, S.J., Christensen, V., & Mahmoudi, B. 2008. An Ecosim model for exploring Gulf of Mexico ecosystem management options: implications of including multistanza life-history models for policy predictions. *Bulletin of Marine Science*, 83(1), 251-271.
- Waples, R. S., & Audzijonyte, A. 2016. Fishery-induced evolution provides insights into adaptive responses of marine species to climate change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(4), 217-224.

Wilen, J. E. 2006. Why fisheries management fails: treating symptoms rather than the cause. *Bulletin of Marine Science*, 78(3), 529-546.

Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., ... & Sala, E. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314(5800), 787-790.

Yu, F., Jiang, Q.J., Sun, X.Y., & Zhang, R.W. 2014. A new case of complete primary cerebellar agenesis: clinical and imaging findings in a living patient. *Brain*, 1-5.

Zeller, D., & Freire, K. 2002. A Preliminary North-East Atlantic Marine Ecosystem Model: the Faroe Islands and ICES Area Vb. *Fisheries Centre Research Reports*, 10(2), 39.

Zetina-Rejón, M. J., F. Arreguín-Sánchez & E. A. Chávez. 2003. Trophic structure and flows of energy in the Huizache-Caimanero lagoon complex on the Pacific coast of Mexico. *Estuar. Coast. Shelf S.*, 57:803-815.

Zimmermann, F. & Breitenmoser, U. 2002. A distribution model for the Eurasian lynx (*Lynx lynx*) in the Jura mountains, Switzerland Mountains, Switzerland. En: Scott, J. *et al.*, (eds), Predicting species occurrences: issues of accuracy and scale. Island Press, pp. 653-659.

Anexos

Anexo 1. Datos de entrada del modelo base del ecosistema del sur de Sinaloa en 2006/07. Los valores en negrita fueron calculados por Ecopath.

Grupo funcional	Biomasa	P/B	Q/B	EE	P/Q	Capturas (t·km ⁻²)	
	t·km ⁻²	(anual)	(anual)			Industrial	Esc./Ribereña
Carchariniformes	(0.159)	1.31	9.8	0.950	0.134	-	0.198
Coryphaenidae	(0.395)	0.846	3.432	0.693	(0.247)	-	-
Lutjanidae	0.211	(2.045)	8.522	0.487	0.240	0.1023	0.0324
Synodontidae	0.153	2.250	7.250	0.989	(0.310)	0.0839	-
Aves	0.021	0.392	88.702	0.000	(0.004)	-	-
Rajiformes	0.376	0.942	7.023	0.521	(0.134)	0.1806	-
Palinura	(0.011)	0.929	7.577	0.915	(0.123)	0.0029	0.0047
Cephalopoda	(11.672)	0.102	2.696	0.540	(0.038)	0.0051	0.0539
Cheloniidae	(0.060)	1.202	7.275	0.747	(0.165)	-	-
Scombridae	(0.054)	4.508	17.979	0.860	(0.251)	0.0097	0.0355
Serranidae	0.139	1.186	11.947	0.811	(0.099)	0.0537	-
Tetraodontidae	0.112	1.736	9.771	0.895	(0.178)	0.0532	-
Pleuronectiformes	0.668	1.441	(4.772)	0.956	0.302	0.3131	-
Carangidae	1.036	1.660	10.400	0.878	(0.160)	0.4876	-
Centropomidae	0.473	1.139	5.053	0.470	(0.225)	0.2446	0.0084
Coelenterata	(1.240)	3.175	10.991	0.840	(0.289)	-	-
Ariidae	1.130	0.812	8.482	0.690	(0.096)	0.527	0.0277
Portunidae	(0.927)	2.559	6.585	0.815	(0.389)	0.8339	0.3076
Scorpaenidae/Triglidae	0.053	0.992	7.550	0.901	(0.131)	0.0271	-
Polynemidae/Mullidae	0.311	0.920	8.510	0.871	(0.108)	0.1417	-
Sciaenidae	1.105	1.046	(6.226)	0.693	0.168	0.5249	-
Mugilidae	(0.469)	0.938	(16.456)	0.977	0.057	0.0067	0.0621
Echinodermata	(0.075)	1.035	3.378	0.800	(0.306)	0.0056	-
Gerreidae	1.497	0.985	9.387	0.959	(0.105)	0.7552	0.2003
Bivalvia	(5.280)	2.653	10.671	0.595	(0.249)	-	0.0565
Penaeidae	2.487	5.261	20.217	0.821	(0.260)	1.925	-
Otros peces	(3.104)	1.543	7.407	0.889	(0.208)	0.3566	0.0283
Haemulidae	1.494	0.974	7.386	0.564	(0.132)	0.7316	-
Stomatopoda	(0.028)	2.319	9.339	0.937	(0.248)	0.0046	-
Zooplankton	22.393	18.945	87.806	0.376	(0.216)	-	-
Otros macrocrustáceos	(5.413)	1.289	6.229	0.920	(0.207)	0.0553	-
Porifera	(0.099)	1.885	4.947	0.756	(0.381)	-	-
Polychaeta	4.363	5.898	26.576	0.773	(0.222)	-	-
Clupeidae	(32.600)	0.907	(15.117)	0.871	0.060	0.0778	3.2829
Gastropoda	(0.046)	3.433	16.450	0.818	(0.209)	0.002	0.0013
Fitoplancton	59.621	35.559	0.000	0.752	-	-	-
Macrofitas	87.467	7.178	0.000	0.864	-	-	-
Detritus	4.119	-	-	0.338	-	-	-

Anexo 2. Matriz de dieta con modelo balanceado del ecosistema del sur de Sinaloa en 2006-2007.

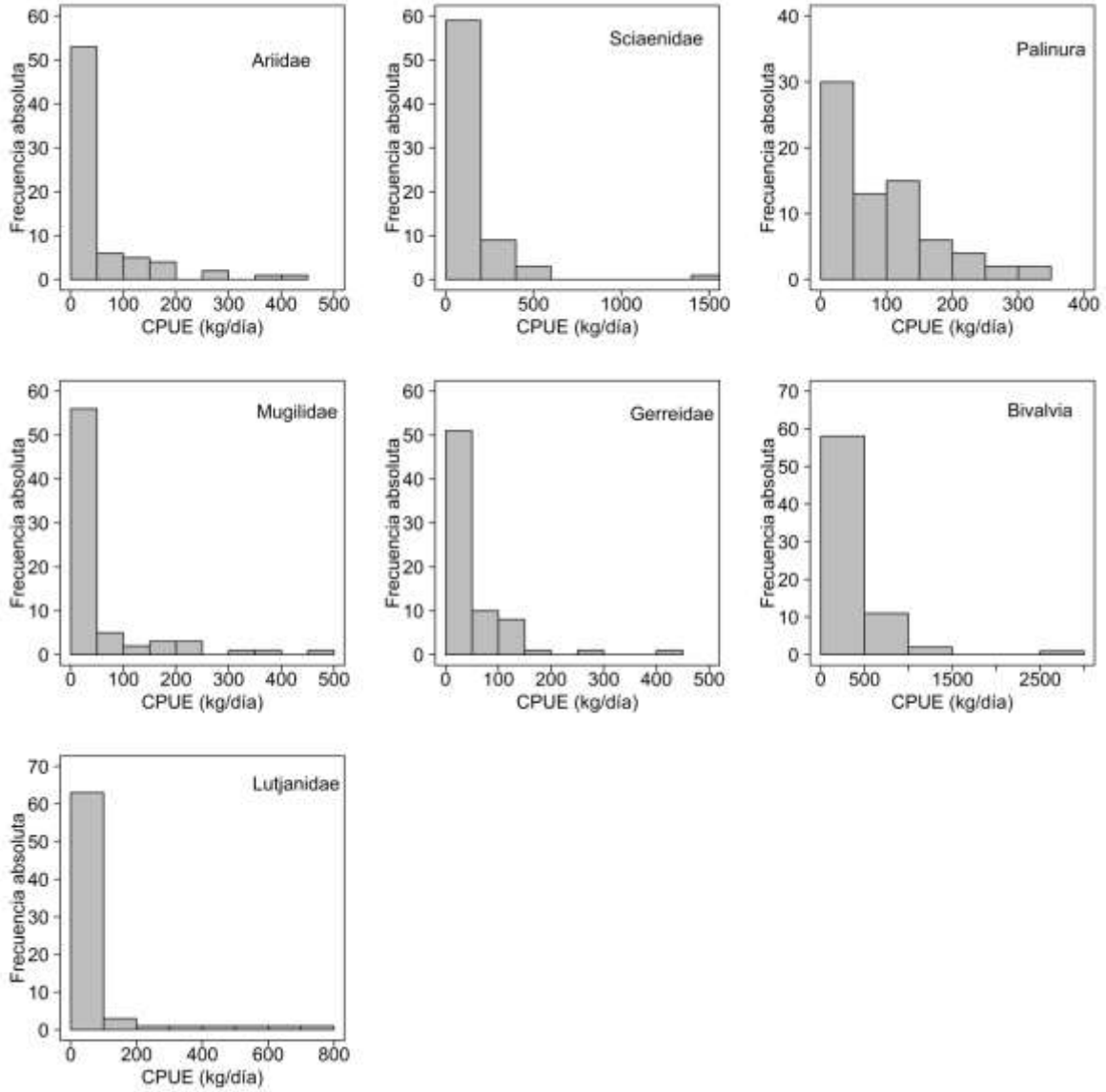
Presa/Depredador	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1 Carchariniformes													
2 Coryphaenidae		0.028								0.022			
3 Lutjanidae			0.042										
4 Synodontidae	0.165												
5 Aves													
6 Rajiformes													
7 Palinura													
8 Cephalopoda	0.001	0.002	0.014	0.006	0.005	0.025		0.004			0.015		0.008
9 Cheloniidae					0.029								
10 Scombridae	0.099	0.005		0.001									
11 Serranidae		0.014					0.081						0.017
12 Tetraodontidae		0.052		0.038					0.019				
13 Pleuronectiformes	0.024		0.050	0.115									0.050
14 Carangidae	0.439	0.076			0.126								
15 Centropomidae													
16 Coelenterata								0.083	0.052			0.091	
17 Ariidae		0.058											
18 Portunidae		0.042	0.103			0.075			0.042				
19 Scorpaenidae/Triglidae		0.015											
20 Polynemidae/Mullidae				0.097									
21 Sciaenidae	0.026	0.057											0.050
22 Mugilidae	0.115	0.065	0.052										
23 Equinodermata							0.040						
24 Gerreidae		0.338											
25 Bivalvia			0.421				0.568		0.068		0.106	0.443	0.033
26 Penaeidae	0.004	0.042	0.114	0.075		0.288		0.072	0.052		0.391		0.083
27 Otros peces		0.080		0.187	0.200	0.067			0.160	0.349	0.301		0.090
28 Haemulidae		0.066											
29 Stomatopoda		0.002	0.000			0.015			0.001		0.001		0.000
30 Zooplancton					0.250	0.226		0.623	0.494			0.099	
Otros													
31 macrocrustáceos	0.067	0.015	0.081	0.021		0.083	0.164		0.045		0.129	0.076	0.042
32 Porifera												0.078	
33 Polychaeta						0.220						0.105	
34 Clupeidae	0.061	0.044	0.062	0.461	0.389			0.218		0.629			0.532
35 Gastropoda							0.039		0.001			0.002	
36 Fitoplancton													
37 Macrofitas							0.108		0.065			0.106	
38 Detritus			0.061								0.056		0.095

Anexo 2. Continuación...

Presa/Depredador	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
1 Carchariniformes													
2 Coryphaenidae	0.016												
3 Lutjanidae													
4 Synodontidae													
5 Aves													
6 Rajiformes													
7 Palinura										0.008			
8 Cephalopoda	0.012	0.005		0.005		0.017	0.008						
9 Cheloniidae													
10 Scombridae													
11 Serranidae													
12 Tetraodontidae													
13 Pleuronectiformes							0.073						
14 Carangidae													
15 Centropomidae													
16 Coelenterata			0.042										
17 Ariidae													
18 Portunidae				0.010	0.039								
19 Scorpaenidae/Triglidae													
20 Polynemidae/Mullidae													
21 Sciaenidae													
22 Mugilidae													
23 Equinodermata				0.004						0.050			
24 Gerreidae													
25 Bivalvia				0.105	0.207				0.081	0.017	0.236		
26 Penaeidae	0.015	0.542			0.114	0.611		0.306		0.008			
27 Otros peces	0.023	0.137		0.018	0.072			0.031			0.028		
28 Haemulidae													
29 Stomatopoda		0.001					0.001						
30 Zooplankton	0.013		0.844						0.086	0.010		0.212	
31 Otros macrocrustáceos	0.018	0.034		0.018	0.109	0.026	0.093	0.039	0.004	0.006	0.013		0.004
32 Porifera										0.217			
33 Polychaeta				0.555	0.119				0.198	0.015			0.188
34 Clupeidae	0.891	0.139		0.070			0.425						
35 Gastropoda					0.018		0.001		0.000	0.020			
36 Fitoplancton									0.139	0.003		0.372	0.140
37 Macrofitas					0.150					0.530	0.012	0.071	0.112
38 Detritus	0.012	0.142	0.114	0.215	0.172	0.346	0.400	0.624	0.492	0.116	0.711	0.344	0.556

Anexo 2. Continuación...

Presa/Depredador	27	28	29	30	31	32	33	34
1 Carchariniformes								
2 Coryphaenidae								
3 Lutjanidae								
4 Synodontidae								
5 Aves								
6 Rajiformes			0.015					
7 Palinura								
8 Cephalopoda	0.003	0.001						
9 Cheloniidae								
10 Scombridae								
11 Serranidae								
12 Tetraodontidae								
13 Pleuronectiformes								
14 Carangidae								
15 Centropomidae								
16 Coelenterata								
17 Ariidae								
18 Portunidae								
19 Scorpaenidae/Triglidae								
20 Polynemidae/Mullidae								
21 Sciaenidae								
22 Mugilidae								
23 Equinodermata		0.000						
24 Gerreidae								
25 Bivalvia		0.042						
26 Penaeidae								
27 Otros peces			0.072					
28 Haemulidae								
29 Stomatopoda	0.000							
30 Zooplancton	0.163	0.027		0.056	0.019			
31 Otros macrocrustáceos		0.010		0.000	0.054		0.002	0.002
32 Porifera								
33 Polychaeta		0.048					0.014	
34 Clupeidae								
35 Gastropoda								
36 Fitoplancton				0.792	0.213	0.010		
37 Macrofitas					0.733	0.084	0.126	0.998
38 Detritus	0.834	0.872	0.913	0.152		0.887	0.858	



Anexo 3. Distribución de frecuencias de la CPUE de todos los grupos usados en la construcción de los modelos GAM's para el ecosistema sureste del Golfo de California.

Anexo 4. Análisis de la devianza del modelo aditivo generalizado para la CPUE del grupo ariidae en el sureste del Golfo de California. En negritas, el mejor modelo que describe el comportamiento de la CPUE.

Modelo	Grados de libertad residuales	Devianza residual	Valor - p	Devianza explicada %	AIC
M_0 = modelo nulo	67.9				573.38
M_1 = CPUE ~ MEI	40.8	4.9	$7.44 \times 10^{-14} *$	40	551.62
M_2 = CPUE ~ MEI + PDO	29.2	3.8	$3.92 \times 10^{-6} *$	57	539.51
M_3 = CPUE ~ MEI + PDO + viento	19.1	5.4	$< 0.0001 *$	72	525.66
M_4 = CPUE ~ MEI + PDO + viento + PNA	17.9	1.6	0.15	74	525.26
M_5 = CPUE ~ MEI + PDO + viento + PNA + TSM	17.7	0.7	0.46	74	526.41
M_6 = CPUE ~ PNA	45.7	-10.6	$2.53 \times 10^{-11} *$	33	560.63
M_7 = CPUE ~ PNA + TSM	42.3	1.6	$< 0.008 *$	38	559.35
M_8 = CPUE ~ PNA + TSM + NEPI	41.6	1.1	0.19	39	560.57
M_9 = CPUE ~ PNA + TSM + NEPI + CHL-a	41.6	0.9	0.76	39	562.45

* $p < 0.05$

Anexo 5. Análisis de la devianza del modelo aditivo generalizado para la CPUE del grupo sciaenidae en el sureste del Golfo de California.

Modelo	Grados de libertad residuales	Devianza residual	Valor - p	Devianza explicada %	AIC
M_0 = modelo nulo	68.2				654.38
M_1 = CPUE ~ PDO	58.8	4.5	0.17	14	654.13
M_2 = CPUE ~ PDO + viento	53	2.3	0.14	22	652.38
M_3 = CPUE ~ PDO + viento + PNA	48.2	2.05	0.16	30	650.57
M_4 = CPUE ~ PDO + viento + PNA + MEI	46.3	0.88	0.2	32	649.87
M_5 = CPUE ~ PDO + viento + PNA + MEI + NEPI	46.2	0.39	0.45	32	650.55
M_6 = CPUE ~ viento	60.6	-6.6	0.12	11	654.22
M_7 = CPUE ~ viento + PNA	49.5	3.8	0.06	27	649.21
M_8 = CPUE ~ viento + PNA + MEI	44.2	2.4	0.18	35	647.11
M_9 = CPUE ~ viento + PNA + MEI + NEPI	45.7	-0.3	0.08	33	648.45
M_{10} = CPUE ~ viento + PNA + MEI + NEPI + TSM	42.1	3.5	0.31	38	648.13

Anexo 6. Análisis de la devianza del modelo aditivo generalizado para la CPUE del grupo palinura en el sureste del Golfo de California. En negritas, el mejor modelo que describe el comportamiento de la CPUE.

Modelo	Grados de libertad residuales	Devianza residual	Valor - p	Devianza explicada %	AIC
M_0 = modelo nulo	10.1				482.52
M_1 = CPUE ~ viento	6.3	6.4	$2.87 \times 10^{-7} *$	38	474.75
M_2 = CPUE ~ viento + PDO	5.3	1.4	0.001 *	14	469.82
M_3 = CPUE ~ viento + MEI	3.7	3.7	0.001 *	63	461.62
M_4 = CPUE ~ viento + MEI + CHL-a	2.9	1.1	0.003 *	71	453.22
M_5 = CPUE ~ viento + MEI + CHL-a + NEPI	2.6	1.1	0.1	74	451.43
M_6 = CPUE ~ PDO	8.6	-12.9	$2.6 \times 10^{-9} *$	14	477.56
M_7 = CPUE ~ PDO + TSM	8.1	1.6	0.03 *	20	478.02
M_8 = CPUE ~ PDO + TSM + PNA	7.9	0.9	0.17	21	479.09
M_9 = CPUE ~ PDO + TSM + PNA + NEPI	7.9	0.9		21	481.07

Anexo 7. Análisis de la devianza del modelo aditivo generalizado para la CPUE del grupo mugilidae en el sureste del Golfo de California. En negritas, el mejor modelo que describe el comportamiento de la CPUE.

Modelo	Grados de libertad residuales	Devianza residual	Valor - p	Devianza explicada %	AIC
M_0 = modelo nulo	37				430.01
M_1 = CPUE ~ PNA	30.8	18.1	$7.6 \times 10^{-6} *$	54	409.71
M_2 = CPUE ~ PNA + TSM	29.1	15.8	0.12	60	407.75
M_3 = CPUE ~ PNA + TSM + MEI	26.6	13.7	0.24	65	406.83
M_4 = CPUE ~ PNA + TSM + MEI + viento	25.4	11.7	0.09	70	403.11
M_5 = CPUE ~ PDO	29.9	22.6	0.002 *	42	420.74
M_6 = CPUE ~ PDO + viento	26.9	18.7	0.08	52	418.68
M_7 = CPUE ~ PDO + viento + MEI	24.7	16.2	0.15	59	417.28
M_8 = CPUE ~ PDO + viento + MEI + NEPI	24.7	14.6		62	413.23

Anexo 8. Análisis de la devianza del modelo aditivo generalizado para la CPUE del grupo gerreidae en el sureste del Golfo de California. En negritas, el mejor modelo que describe el comportamiento de la CPUE.

Modelo	Grados de libertad residuales	Devianza residual	Valor - p	Devianza explicada %	AIC
M_0 = modelo nulo	71.08				610.39
M_1 = CPUE ~ MEI	48.7	3.6	$1.32 \times 10^{-6} *$	31	591.23
M_2 = CPUE ~ MEI + PDO	42.9	3.3	0.05	40	589.28
M_3 = CPUE ~ MEI + PDO + TSM	41.3	0.9	0.12	42	588.68
M_4 = CPUE ~ MEI + PDO + TSM + PNA	40.2	1.1	0.24	43	589.12
M_5 = CPUE ~ MEI + PDO + TSM + PNA + viento	40.2	0.9	0.83	43	590.95
M_6 = CPUE ~ MEI + PDO + TSM + PNA + viento + NEPI	40.2	0.9			592.87

Anexo 9. Análisis de la devianza del modelo aditivo generalizado para la CPUE del grupo bivalvia en el sureste del Golfo de California. En negritas, el mejor modelo que describe el comportamiento de la CPUE.

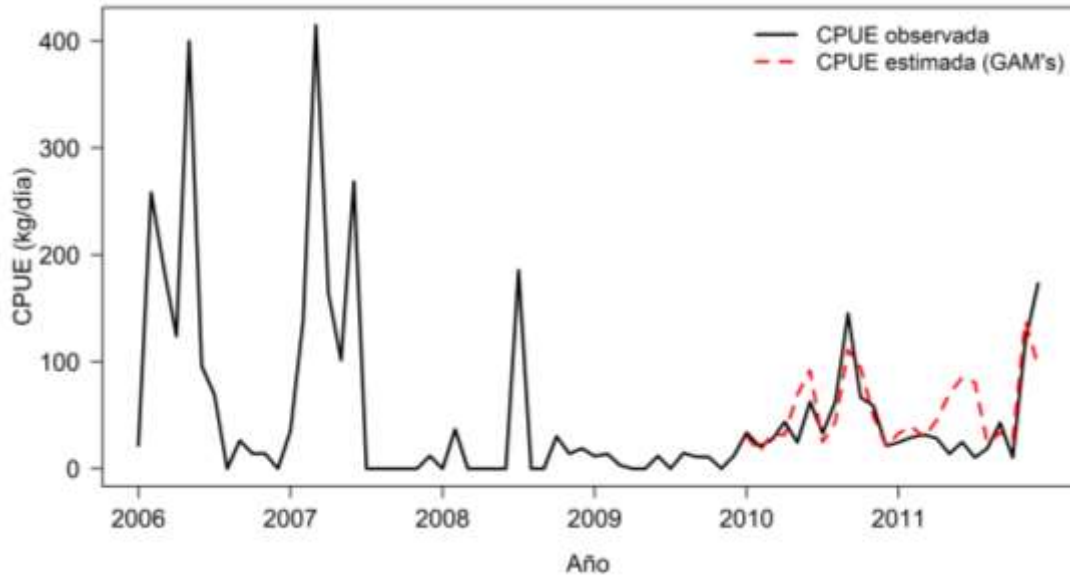
Modelo	Grados de libertad residuales	Devianza residual	Valor - p	Devianza explicada %	AIC
M_0 = modelo nulo	55	666.66			313.85
M_1 = CPUE ~ CHL-a	54	653.75	0.009 *	50	314.03
M_2 = CPUE ~ CHL-a + MEI	53	641.36	0.01 *	67	314.26
M_3 = CPUE ~ CHL-a + MEI + PDO	52	641.21	0.78	73	316.24
M_4 = CPUE ~ CHL-a + MEI + PDO + PNA	51	638.32	0.21	73	317.82
M_5 = CPUE ~ CHL-a + MEI + PDO + PNA + viento	50	638.24	0.84	83	319.81
M_6 = CPUE ~ CHL-a + MEI + PDO + PNA + viento + NEPI	49	637.84	0.64	84	321.75

Anexo 10. Análisis de la devianza del modelo aditivo generalizado para la CPUE del grupo lutjanidae en el sureste del Golfo de California. En negritas, el mejor modelo que describe el comportamiento de la CPUE.

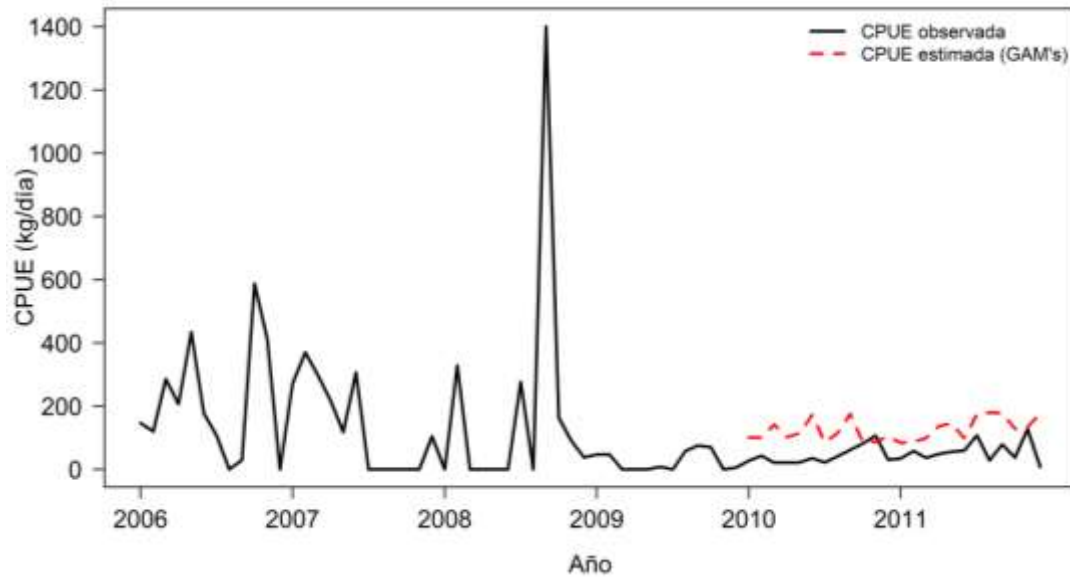
Modelo	Grados de libertad residuales	Devianza residual	Valor - p	Devianza explicada %	AIC
M_0 = modelo nulo	33	141.19			346.69
M_1 = CPUE ~ NEPI	26.8	94.29	$6.45 \times 10^{-7} *$	33	340.07
M_2 = CPUE ~ NEPI + PNA	25.3	72.81	$5.34 \times 10^{-5} *$	49	331.57
M_3 = CPUE ~ NEPI + PNA + TSM	22.3	53.17	0.0008 *	62	324.17
M_4 = CPUE ~ MEI	30.4	99.66	$5.89 \times 10^{-6} *$	29	334.9
M_5 = CPUE ~ MEI + CHL-a	29.49	93.76	0.03 *	34	334.45
M_6 = CPUE ~ MEI + CHL-a + PDO	28.5	93.24	0.48	34	336.07

Anexo 11. Análisis de la devianza del modelo aditivo generalizado para la CPUE del grupo de clorofila-a o productores primarios en el sureste del Golfo de California. En negritas, el mejor modelo que describe el comportamiento de la CPUE.

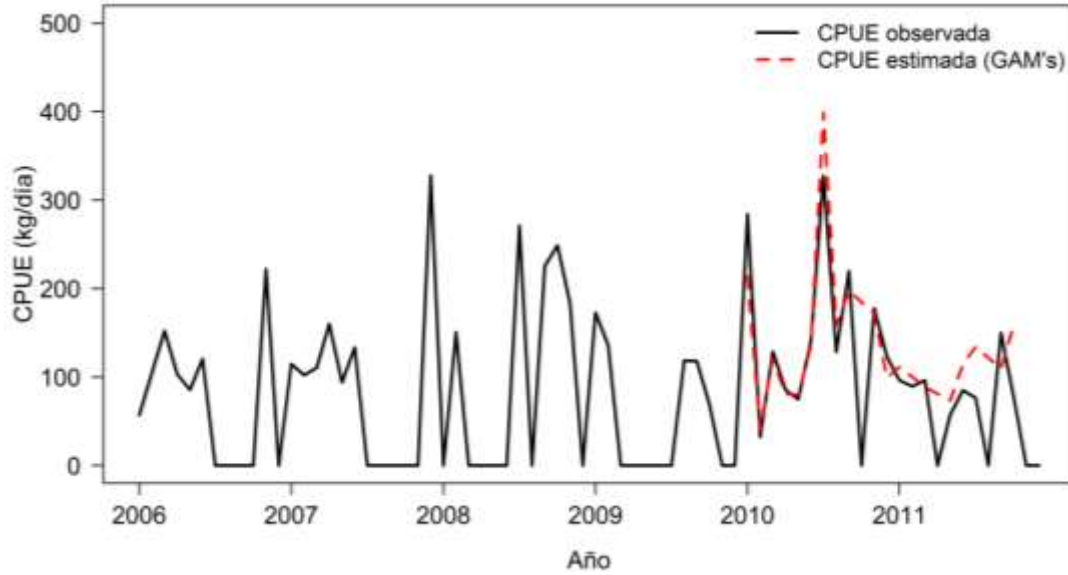
Modelo	Grados de libertad residuales	Devianza residual	Valor - p	Devianza explicada %	AIC
M_0 = modelo nulo	71	40.24			130.15
M_1 = CHL-a ~ TSM	70	12.26	$2.2 \times 10^{-16} *$	69	41.9
M_2 = CHL-a ~ TSM + MEI	69	10.7	0.0007 *	74	33.9
M_3 = CHL-a ~ TSM + MEI + PNA	68	10.12	0.03 *	75	31.8
M_4 = CHL-a ~ TSM + MEI + PNA + NEPI	58	7.32	0.02*	82	27.8
M_5 = CHL-a ~ TSM + MEI + PNA + NEPI + PDO	56	7.09	0.33	82	28.7
M_6 = CHL-a ~ TSM + MEI + PNA + NEPI + PDO + viento	55	7.11		82	30.5



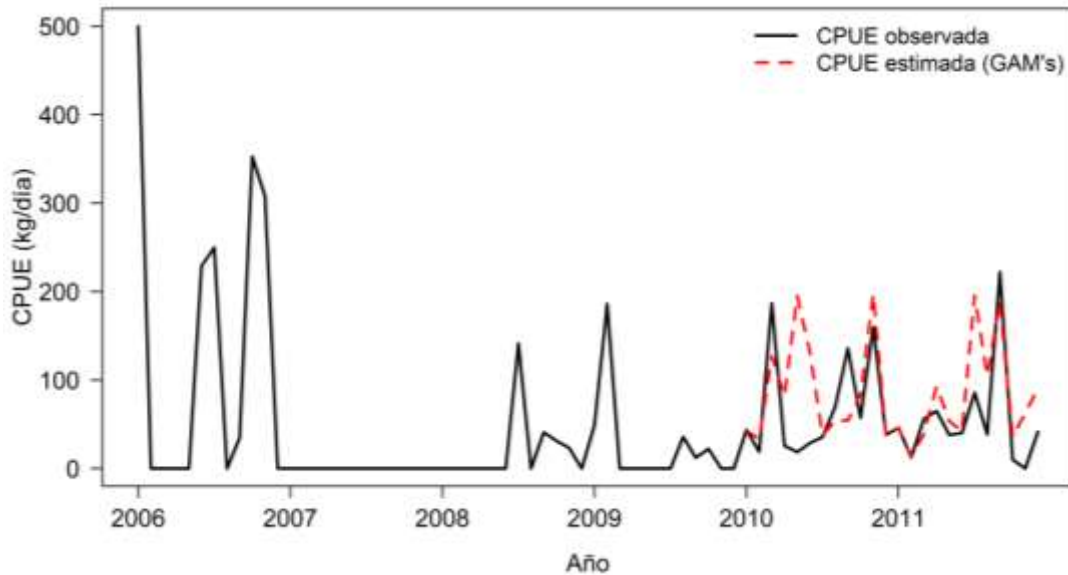
Anexo 12. CPUE registrada por la flota ribereña para el recurso ariidae durante el periodo 2006-2011 en el sureste del Golfo de California y la validación del modelo de predicción usando los dos últimos años.



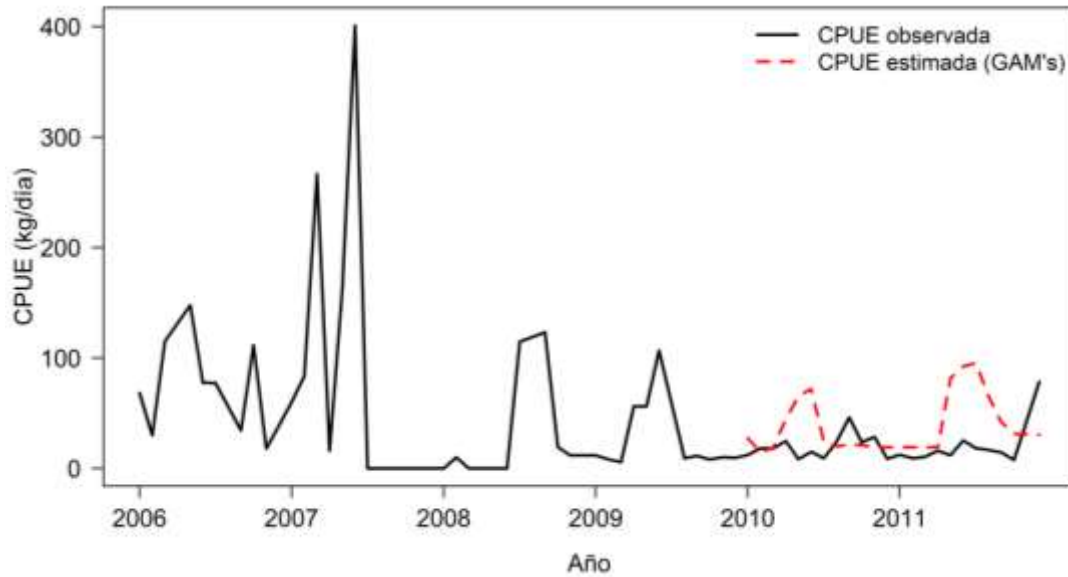
Anexo 13. CPUE registrada por la flota ribereña para el recurso sciaenidae durante el periodo 2006-2011 en el sureste del Golfo de California y la validación del modelo de predicción usando los dos últimos años.



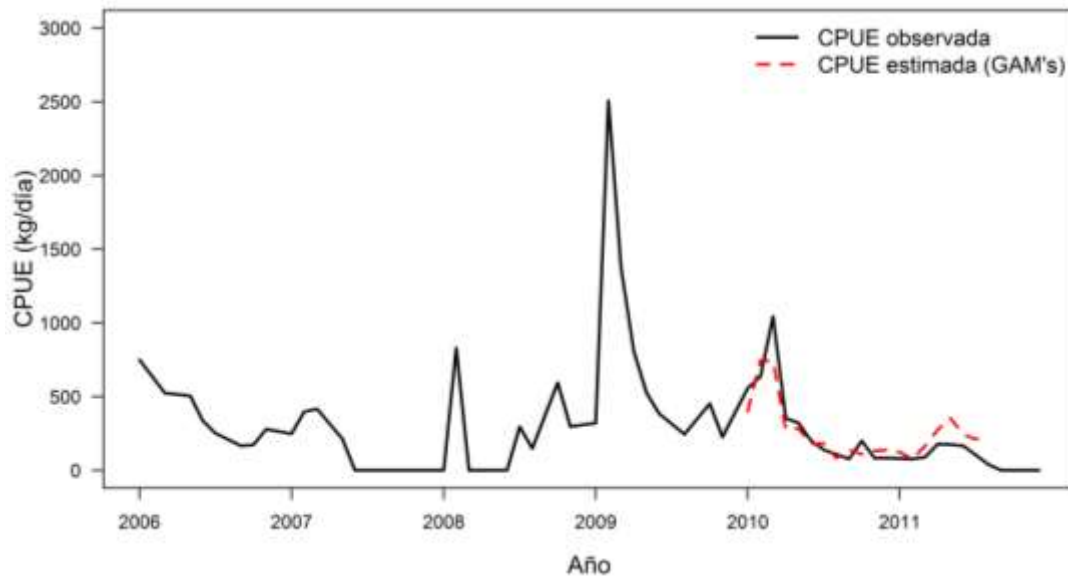
Anexo 14. CPUE registrada por la flota ribereña para el recurso palinura durante el periodo 2006-2011 en el sureste del Golfo de California y la validación del modelo de predicción usando los dos últimos años.



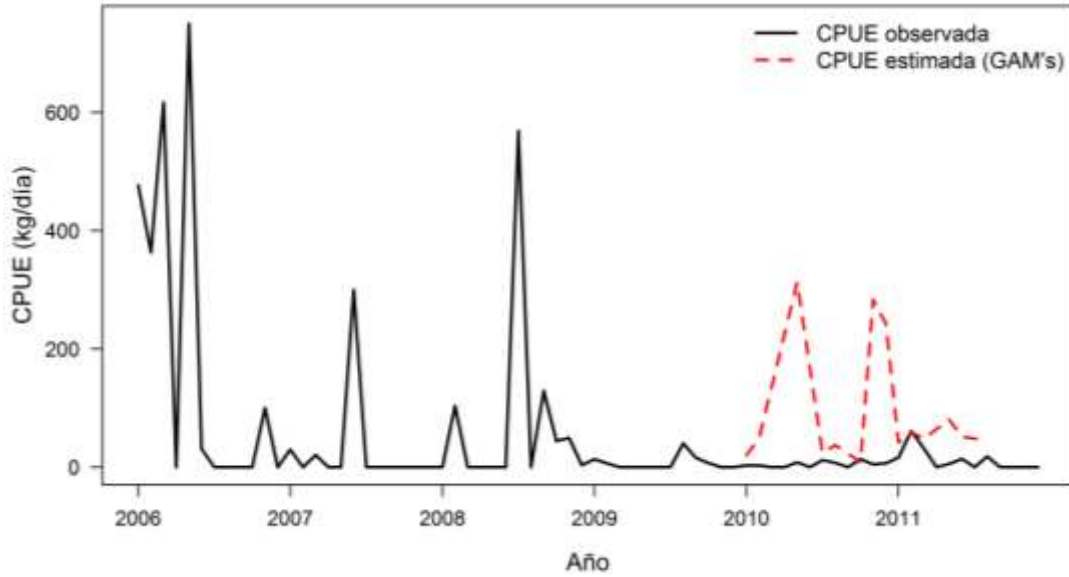
Anexo 15. CPUE registrada por la flota ribereña para el recurso mugilidae durante el periodo 2006-2011 en el sureste del Golfo de California y la validación del modelo de predicción usando los dos últimos años.



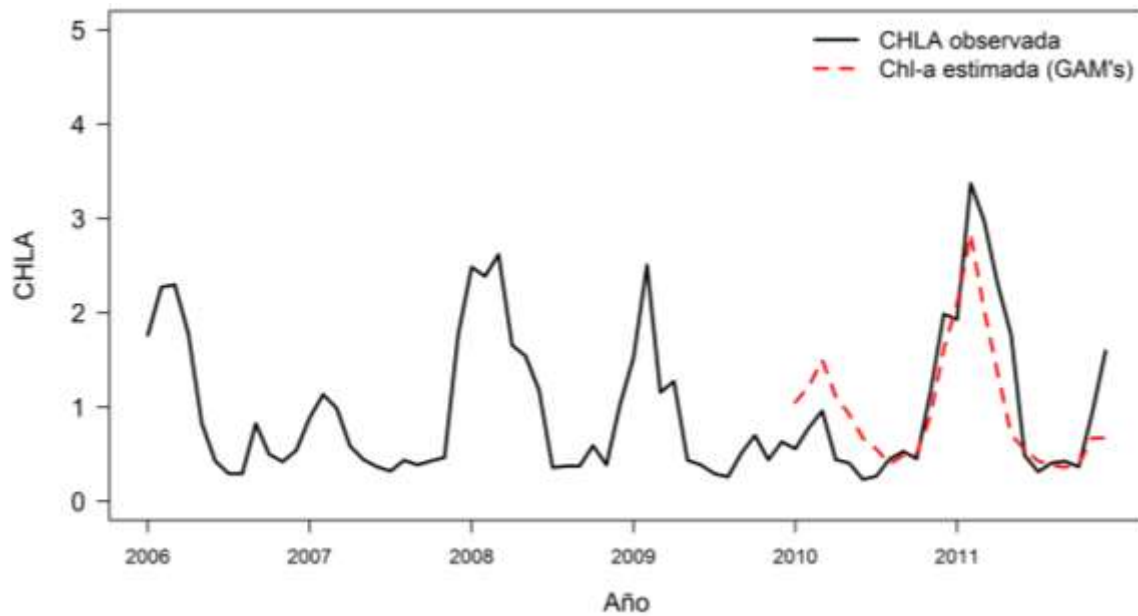
Anexo 16. CPUE registrada por la flota ribereña para el recurso gerreidae durante el periodo 2006-2011 en el sureste del Golfo de California y la validación del modelo de predicción usando los dos últimos años.



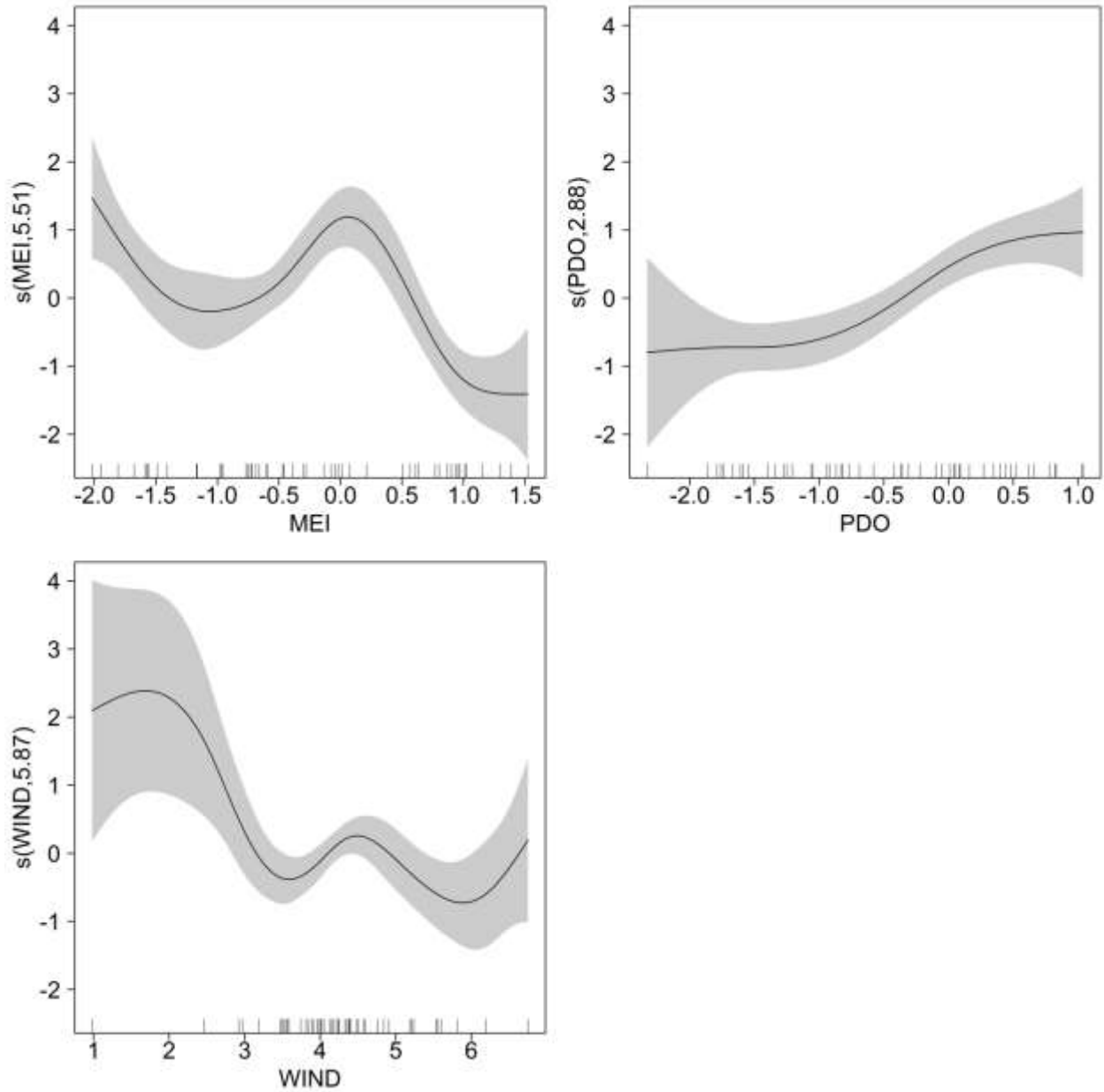
Anexo 17. CPUE registrada por la flota ribereña para el recurso bivalvia durante el periodo 2006-2011 en el sureste del Golfo de California y la validación del modelo de predicción usando los dos últimos años.



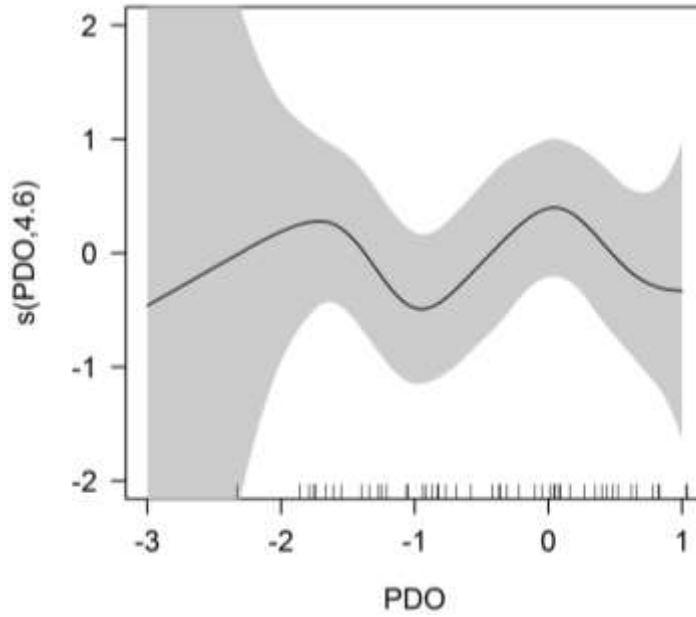
Anexo 18. CPUE registrada por la flota ribereña para el recurso lutjanidae durante el periodo 2006-2011 en el sureste del Golfo de California y la validación del modelo de predicción usando los dos últimos años.



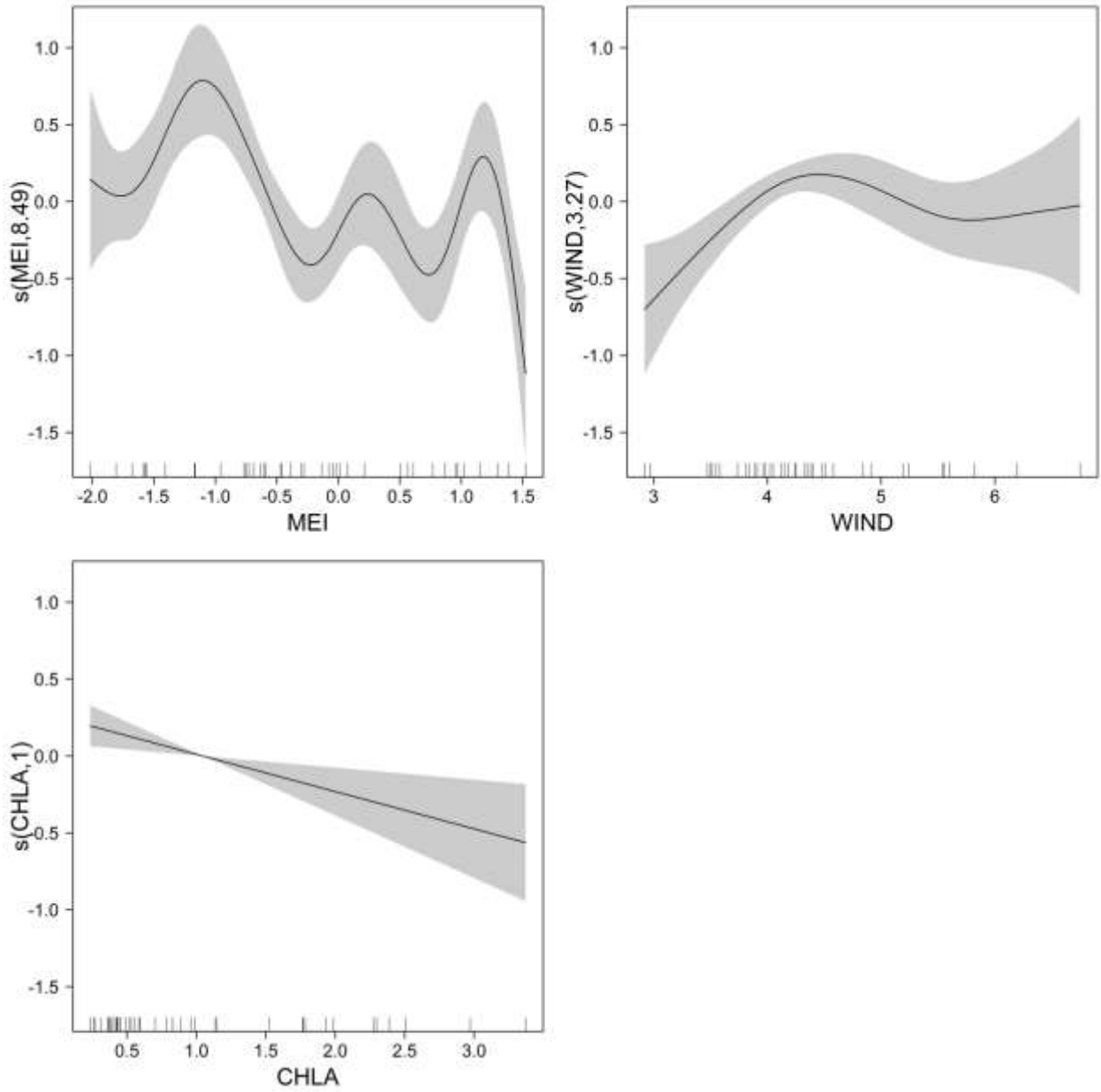
Anexo 19. Valores de clorofila-a (mg/m^3) durante el periodo 2006-2011 en el sureste del Golfo de California y la validación del modelo de predicción usando los dos últimos años.



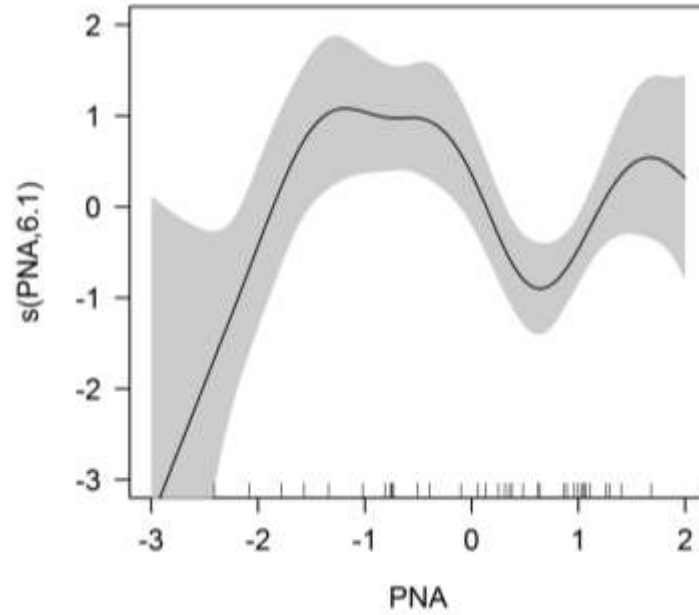
Anexo 20. Efecto del Índice Multivariado del ENSO (MEI), Oscilación Decadal del Pacífico (PDO) y viento global sobre la CPUE del grupo ariidae en el ecosistema sureste del Golfo de California. Las líneas sobre el eje x muestran la densidad de observaciones, el eje y está en la escala del predictor y se especifican los grados de libertad y el área sombreada representa el error estándar.



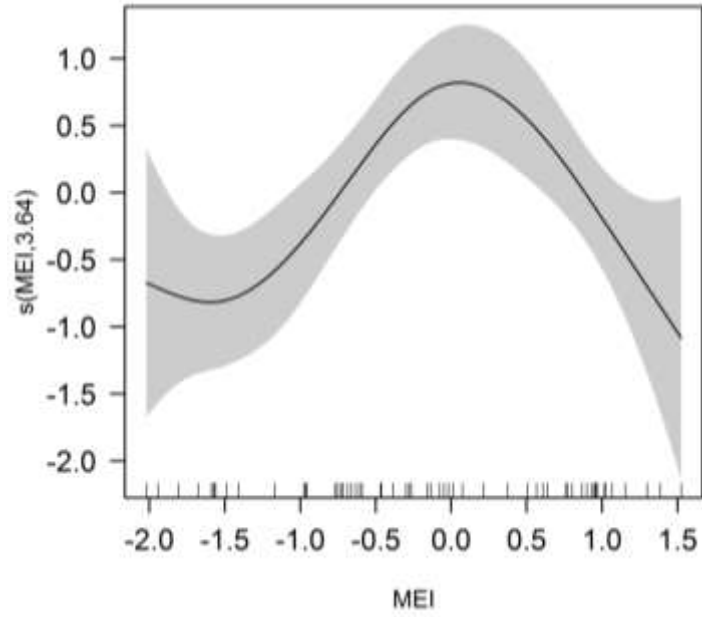
Anexo 21. Efecto de la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO) sobre la CPUE del grupo sciaenidae en el ecosistema sureste del Golfo de California. Las líneas sobre el eje x muestran la densidad de observaciones, el eje y está en la escala del predictor y se especifican los grados de libertad y el área sombreada representa el error estándar.



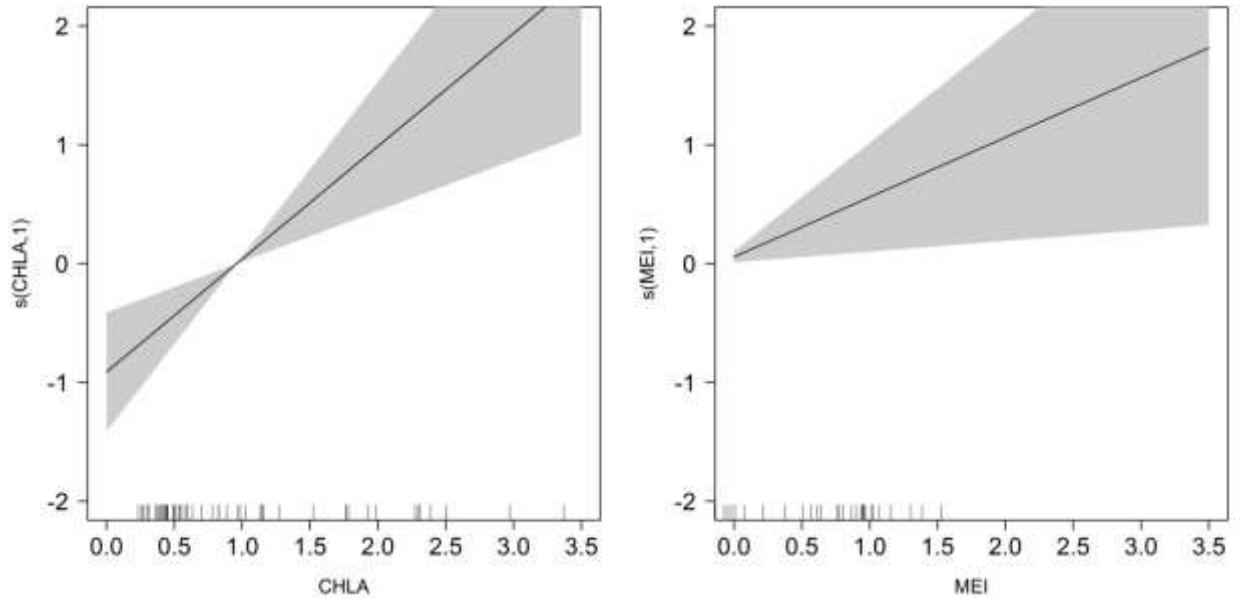
Anexo 22. Efecto del Índice Multivariado del ENSO (MEI), viento global y clorofila-a sobre la CPUE del grupo palinura en el ecosistema sureste del Golfo de California. Las líneas sobre el eje x muestran la densidad de observaciones, el eje y está en la escala del predictor y se especifican los grados de libertad y el área sombreada representa el error estándar.



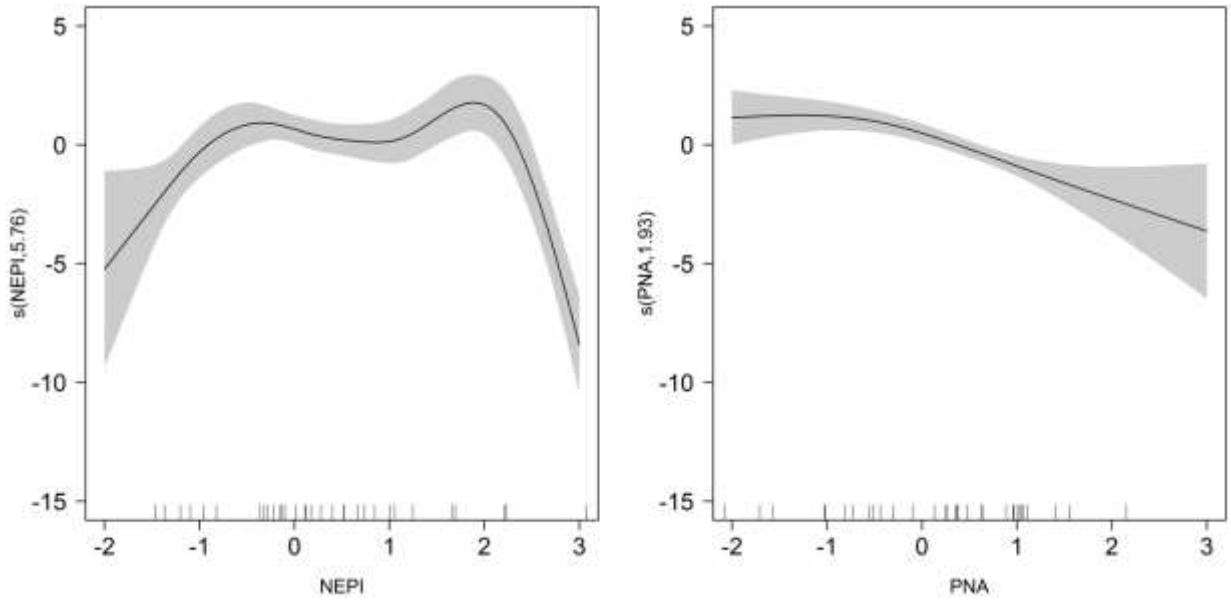
Anexo 23. Efecto del PNA sobre la CPUE del grupo mugilidae en el ecosistema sureste del Golfo de California. Las líneas sobre el eje x muestran la densidad de observaciones, el eje y está en la escala del predictor y se especifican los grados de libertad y el área sombreada representa el error estándar.



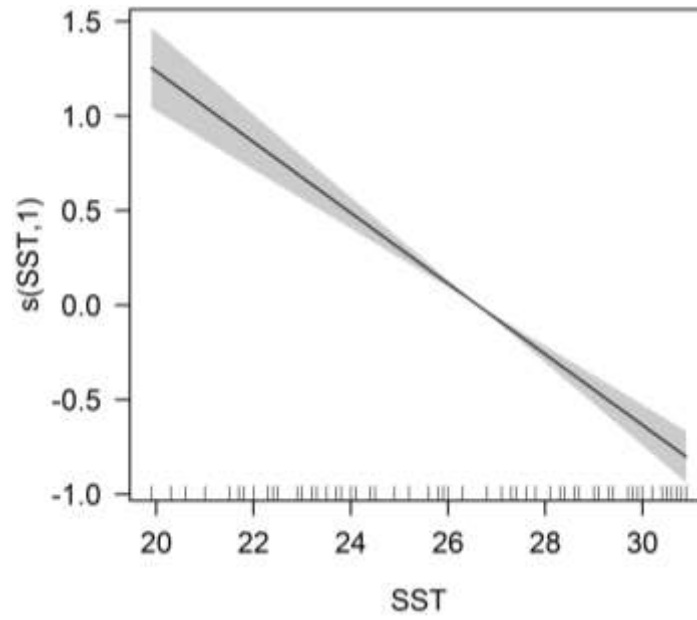
Anexo 24. Efecto del MEI sobre la CPUE del grupo gerreidae en el ecosistema sureste del Golfo de California. Las líneas sobre el eje x muestran la densidad de observaciones, el eje y está en la escala del predictor y se especifican los grados de libertad y el área sombreada representa el error estándar.



Anexo 25. Efecto de la clorofila-a y PNA sobre la CPUE del grupo bivalvia en el ecosistema sureste del Golfo de California. Las líneas sobre el eje x muestran la densidad de observaciones, el eje y está en la escala del predictor y se especifican los grados de libertad y el área sombreada representa el error estándar.



Anexo 26. Efecto del NEPI y PNA sobre la CPUE del grupo lutjanidae en el ecosistema sureste del Golfo de California. Las líneas sobre el eje x muestran la densidad de observaciones, el eje y está en la escala del predictor y se especifican los grados de libertad y el área sombreada representa el error estándar.



Anexo 27. Efecto de la TSM sobre las concentraciones de clorofila-a en el ecosistema sureste del Golfo de California. Las líneas sobre el eje x muestran la densidad de observaciones, el eje y está en la escala del predictor y se especifican los grados de libertad y el área sombreada representa el error estándar.