



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL**  
**CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS**



**ESTRUCTURA TRÓFICA DEL ECOSISTEMA  
BENTÓNICO DEL SUR DE SINALOA EN DOS  
ÉPOCAS (1994/95 Y 2006/07)**

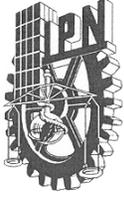
**TESIS**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE  
MAESTRO EN CIENCIAS  
EN  
MANEJO DE RECURSOS MARINOS**

**PRESENTA**

**JUAN CARLOS HERNÁNDEZ PADILLA**

**LA PAZ, B.C.S., JUNIO DE 2012**



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL**  
**SECRETARIA 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 22 del mes de Mayo del 2012 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:

**"ESTRUCTURA TRÓFICA DEL ECOSISTEMA BENTÓNICO DEL  
SUR DE SINALOA EN DOS ÉPOCAS (1994/95 Y 2006/07)"**

Presentada por el alumno:

**HERNÁNDEZ**  
Apellido paterno

**PADILLA**  
materno

**JUAN CARLOS**  
nombre(s)

Con registro: 

A	1	0	0	0	8	1
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante de:

**MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS**

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**

Director(a) de Tesis

**DR. MANUEL JESÚS ZETINA REJÓN**

**DR. FRANCISCO ARREGUÍN SÁNCHEZ**

**DR. PABLO DEL MONTE LUNA**

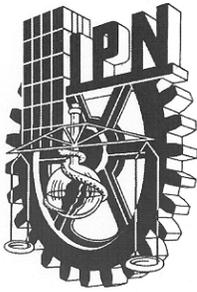
**DR. BERNARDO SHIRASAGO GERMÁN**

**DR. JOSÉ TRINIDAD NIETO NAVARRO**

PRESIDENTE DEL COLEGIO DE PROFESORES

**DRA. MARÍA MARGARITA CASAS VALDEZ**





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

**CARTA CESIÓN DE DERECHOS**

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 25 del mes Mayo del año 2012  
el (la) que suscribe ING .PESQ. JUAN CARLOS HERNÁNDEZ PADILLA alumno(a) del  
Programa de MAESTRÍA EN CIENCIAS EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS  
con número de registro A100081 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS  
manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de:

DR. MANUEL JESÚS ZETINA REJÓN

y cede los derechos del trabajo titulado:

"ESTRUCTURA TRÓFICA DEL ECOSISTEMA BENTÓNICO DEL SUR DE SINALOA  
EN DOS ÉPOCAS (1994/95 Y 2006/07)"

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: padilla\_enip@yahoo.com.mx - mzetina@ipn.mx

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

ING. PESQ. JUAN CARLOS HERNÁNDEZ PADILLA

*nombre y firma*

## *Dedicatoria*

*A Dios por ser muy importante en mi vida y el motor de todo.*

*Con mucho cariño y amor A mi mamá María Guadalupe Padilla Cervantes y a mis hermanos Noé Hernández Padilla y Víctor Manuel Hernández Padilla por estar siempre al pendiente y ayudarme en todo momento a cumplir mis metas y sueños. Por qué este sacrificio, al final valdrá la pena.*

*"Un hijo, nunca olvida"*

## Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT), y al Programa Institucional de Formación de Investigadores (PIFI) del Instituto Politécnico Nacional por el apoyo económico brindado a través de las becas.

A los proyectos de investigación: SIP 20121417; SEP-CONACyT 155900; SEP-CONACyT 104974; SIP-IPN 20121444; SAGARPA-CONACyT 12004.

A mis amigos Nataly Fabiola Jiménez Mendoza y Jorge Ávila con los cuales he tenido una bonita amistad y hemos compartidos momentos muy agradables, por preocuparse por y mi familia. Para ustedes amigos.

Al Biólogo Enrique Arcos por las muchas escaneadas y colaborar con algunos datos, por brindarme su amistad y abrirme la puerta de su casa y de su familia, así como los momentos compartidos (buenos y malos) en el fútbol. *Gracias Pep...* Al Ing. Armando Hernández, por la edición de algunas de las gráficas, las charlas amenas y los muchos café tomados.

Al Doctor Manuel J. Zetina Rejón, por haber confiado en mí para este proyecto de maestría, el arduo trabajo de revisión de tesis y sus comentarios para mejorar el manuscrito. Además, por el apoyo económico brindado cuando fue necesario así como mostrar interés hacia mi persona. *Gracias doc... estamos péndulos.*

Al Doctor Francisco Arreguín Sánchez por la revisión del manuscrito y sus comentarios hacia el mismo. Al Doctor Pablo del Monte Luna por sus recomendaciones muy acertadas en el manuscrito y por haber compartido aula. Así mismo, al Doctor José Trinidad Nieto Navarro por su tiempo, aportación valiosa en algunos de los análisis, revisión, sugerencias y consejos. Asimismo, al Doctor Bernardo Shirasago Germán porque aprendí mucho con él en clases y por su valiosa revisión del manuscrito, la cual sin lugar a dudas, sirvió para pulir el documento. A su colaborador y asesor ecológico, Doctor Pérez Lezama por la asesoría, orientación y datos sobre los parámetros oceanográficos del PDO y BEST. Por último, al M. en C. Gustavo de la Cruz Agüero por dedicarle tiempo a la revisión del manuscrito.

A los buenos amigos que fui haciendo durante mi estancia en la maestría y con los que compartí muy buenos momentos (sin orden en particular): Paúl (Sir brody), Eliasib, Flor, Carolina, Andrea, Tere, Yesica, Lizbeth, Gisela, Nurens, Arturo, Diego, Juliana, Gladys, Sergio, Monic, Fabián, Margarita, Deivis y a todos los integrantes del equipo de fútbol de CICIMAR-IPN.

Al C.P. Humberto Ceseña y César (Doctores), por la ayuda en los trámites burocráticos durante mis dos años y medio en la maestría y por lo agradable que es platicar con ellos.

## ÍNDICE

<b>LISTA DE FIGURAS .....</b>	<b>III</b>
<b>LISTA DE TABLAS .....</b>	<b>VI</b>
<b>GLOSARIO .....</b>	<b>VII</b>
<b>RESUMEN .....</b>	<b>IX</b>
<b>ABSTRACT.....</b>	<b>X</b>
<b>1. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>1</b>
<b>2. ANTECEDENTES.....</b>	<b>5</b>
<b>3. JUSTIFICACIÓN .....</b>	<b>9</b>
<b>4. OBJETIVOS .....</b>	<b>10</b>
4.1. Objetivo general.....	10
4.2. Objetivos particulares .....	10
<b>5. ÁREA DE ESTUDIO.....</b>	<b>11</b>
<b>6. METODOLOGÍA .....</b>	<b>14</b>
6.1. El modelo .....	14
6.2. Datos de entrada .....	16
6.3. Pedigrí del modelo .....	30
6.4. Balanceo .....	31
6.5. Ecoranger y consistencia del modelo .....	33
6.6. Indicadores a nivel de grupo funcional.....	33
6.7. Indicadores del ecosistema.....	39
6.8. Series ambientales del índice del PDO y del índice del BEST.....	41
<b>7. RESULTADOS .....</b>	<b>43</b>
7.1. Construcción del modelo .....	43
7.2. Indicadores a nivel de grupo funcional.....	51
7.3. Indicadores a nivel de ecosistema .....	65
7.4. Series ambientales del índice del PDO y del índice del BEST.....	73
<b>8. DISCUSIÓN .....</b>	<b>76</b>
8.1. Características del modelo construido (época 2006/07) .....	76

8.2. Caracterización trófica del ecosistema .....	79
8.3. Propiedades tróficas del ecosistema .....	83
8.4. Series ambientales del índice del PDO y del índice BEST .....	88
<b>9. CONCLUSIONES .....</b>	<b>89</b>
<b>10. RECOMENDACIONES .....</b>	<b>91</b>
<b>11. BIBLIOGRAFÍA .....</b>	<b>92</b>
<b>12. ANEXOS.....</b>	<b>105</b>

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Incremento en la captura de camarón en México (A), en el Litoral del Pacífico mexicano (B), en el Golfo de México y Caribe (C) y en Sinaloa (D). ..... 2

Figura 2. Área de estudio del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa. Los puntos en azul representan las estaciones de la época 1994/95 y los rojos las estaciones de la época 2006/07. .... 13

Figura 3. Cambios en la biomasa de los grupos funcionales de la plataforma continental del sur de Sinaloa entre las época 1994/95 y 2006/07. Valores derivados de modelos previamente balanceados. .... 44

Figura 4. Distribución de valores de entrada de P/B para la construcción del modelo Ecopath del sur de Sinaloa para la época 2006/07. .... 45

Figura 5. Distribución de valores de entrada de Q/B para la construcción del modelo Ecopath del sur de Sinaloa para la época 2006/07. .... 45

Figura 6. Nivel trófico de los grupos funcionales entra las épocas 1994/95 y 2006/07 para la plataforma continental del sur de Sinaloa. .... 52

Figura 7. Superposición de nicho trófico en los grupos depredadores. En ambos casos, los grupos están ordenados de izquierda a derecha y de arriba hacia abajo de mayor a menor nivel trófico de acuerdo a la época 2006/07. El gráfico A corresponde al ecosistema de la época 1994/95 y el gráfico B a la época 2006/07. .... 55

Figura 8. Impactos tróficos entre los grupos funcionales del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, en la época 1994/95. Grupos ordenados por nivel trófico, se incluyen los impactos de la flota industrial (camaronera) y la de Escama/Ribereña. Barras en negro impactos positivos y en blanco, negativos. .... 58

Figura 9. Impactos tróficos entre los grupos funcionales del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa en la época 2006/07. Grupos ordenados por nivel trófico, se

incluyen los impactos de la flota industrial (camaronera) y la de Escama/Ribereña. Barras en negro impactos positivos y en blanco, negativos. .... 59

Figura 10. Comparación del índice de grado de los grupos funcionales del ecosistema del sur de Sinaloa entre las épocas 1994/95 y 2006/07. Los valores en porcentajes se refieren al número de conexiones de cada grupo respecto al total de conexiones. .... 62

Figura 11. Comparación del índice de cercanía de los grupos funcionales del ecosistema del sur de Sinaloa entre las épocas 1994/95 y 2006/07. Los valores en porcentajes se refieren al valor del índice de cercanía de cada grupo respecto a la suma de todos los grupos. .... 63

Figura 12. Comparación del índice de intermediación de los grupos funcionales del ecosistema del sur de Sinaloa entre las épocas 1994/95 y 2006/07. Los valores expresados en porcentajes se refieren al valor del índice de intermediación de cada grupo respecto a la suma de cada grupo. .... 64

Figura 13. Proporciones de los flujos de energía del ecosistema del sur de Sinaloa. Las barras en negro corresponden a la época 1994/95 y las barras en gris a la época 2006/07. .... 67

Figura 14. Contraste de las proporciones A/C, O/A y O/C entre las épocas 1994/95 y 2006/07. .... 68

Figura 15. Relación de Ascendencia del ecosistema del sur de Sinaloa con el nivel trófico en las épocas 1994/95 y 2006/07. .... 69

Figura 16. Relación de Overhead del ecosistema del sur de Sinaloa con el nivel trófico en las épocas 1994/95 y 2006/07. .... 70

Figura 17. Estructura trófica agregada en niveles tróficos discretos. El gráfico A representa el ecosistema de la época 1994/95 y el B la época 200/07. Eficiencia de transferencia (%), flechas horizontal-derecha flujo de biomasa consumida desde los productores primarios (valor arriba) y desde detritus (valor debajo), las flechas por encima de cada caja son exportaciones (pesca), las flechas verticales

hacia abajo indican el flujo hacia detritus y las flechas curvas hacia abajo se refieren a procesos de respiración. D=Detritus. Todos los flujos están en  $t \cdot km^2 \cdot año^{-1}$ ..... 72

Figura 18. Serie de anomalías de temperatura superficial del mar del índice del PDO de 1990 a 2010..... 74

Figura 19. Serie bivariada del ENSO de 1990 a 2010..... 74

Figura 20. Fluctuación de las anomalías de PDO durante Enero de 1994 a Diciembre de 1995 (gráfico A) y de Enero 2006 a Diciembre 2007 (gráfico B). Se remarcan con rojo los meses correspondientes a la temporada de pesca de camarón de ambas épocas. .... 75

## LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Valores de biomasa reportados para el sur de Sinaloa durante la temporada de pesca de camarón 2006/07.....	20
Tabla 2 Datos para la estimación de las proporciones producción/biomasa (P/B) y consumo/biomasa (Q/B) del modelo de la época 2006/07.....	25
Tabla 3. Referencias de los datos usados para la estimación de P/B y Q/B.....	26
Tabla 4. Matriz de dietas para la construcción del modelo de ecosistema del sur de Sinaloa (2006/07).....	27
Tabla 5. Calificación asignada para el cálculo del pedigrí del modelo para cada uno de los datos de entrada del modelo. ....	32
Tabla 6. Datos de entrada del modelo del ecosistema del sur de Sinaloa en 2006/07. Los valores en negrita fueron calculados por Ecopath.....	47
Tabla 7. Matriz de dieta con modelo balanceado del ecosistema del sur de Sinaloa en 2006/07. ....	48
Tabla 8. Indicadores ecológicos para los grupos funcionales incluidos en el modelo del ecosistema del sur de Sinaloa en 2006/07.....	53
Tabla 9. Estadísticas básicas del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, con el porcentaje de cambio de 1994/95 a 2006/07. ....	66
Tabla 10. Índices de flujo del ecosistema del sur de Sinaloa en las épocas 1994/95 y 2006/07.....	68
Tabla 11. Comparación de biomاسas por nivel trófico como valor absoluto (B) y como porcentaje entre las épocas 1994/95 y 2006/07.....	71

## GLOSARIO

**Anomalía de temperatura:** expresa la desviación del valor medio anual de temperatura de un año determinado respecto a la temperatura media histórica de un periodo de referencia.

**Asimilación:** se describe como el material ingerido que es utilizado para la producción (elaboración de tejido nuevo) y el gasto metabólico asociado (respiración). Todo el material ingerido que no es evacuado.

**Biomasa:** cantidad de materia viva o peso total de organismos animales y vegetales en un área determinada y en un tiempo dado.

**Cascadas tróficas:** efectos tróficos indirectos ocasionados por las relaciones depredador-presa, que alteran la abundancia, biomasa o productividad de una población. Se consideran interacciones, que involucran tres niveles tróficos, donde los consumidores secundarios afectan a los consumidores primarios, por lo cual la abundancia de los productores primarios se incrementa.

**Consumo:** es la suma del crecimiento somático y gonadal, costos metabólicos y productos de desecho.

**Detritus:** es la materia orgánica en partículas que se produce de la descomposición de organismos muertos.

**Ecopath:** modelo de flujos de biomasa balanceado, donde la producción de un grupo es igual a su consumo alimenticio menos sus pérdidas por respiración, depredación y exportación.

**Ecosistema:** sistema funcional constituido por animales y plantas en conjunto con el ambiente físico.

**Eficiencia ecotrófica:** fracción de la producción de un grupo que fluye a través de la trama trófica o que es exportada del sistema.

**Eficiencia de transferencia trófica:** es la energía transferida desde un nivel trófico al siguiente; a menudo se expresa como un porcentaje.

**Grupo funcional:** grupo de especies, definidos con características comunes como dieta, tamaño, uso del hábitat y comportamiento.

**Madurez:** etapa final en la sucesión ecológica de los ecosistemas que se alcanza después de haber pasado por diferentes etapas intermedias (seriales) que involucran cambios en la estructura.

**Modelo ecológico:** representación abstracta o simplificada del sistema ecológico que destaca solo sus atributos funcionales importantes y los componentes estructurales más evidentes.

**Resiliencia:** se refiere a la capacidad de un sistema para mantener su estructura y función en condiciones de estrés provocadas por efectos adversos.

**Red trófica:** es una estructura entrelazada formada por organismos interconectados a través de relaciones alimenticias. Tanto organismos herbívoros, carnívoros y omnívoros forman parte de una red trófica.

## RESUMEN

El empleo de modelos tróficos ha sido una de las herramientas más usadas para caracterizar la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. En particular, en la parte sur de la plataforma continental de Sinaloa, existe el antecedente de un modelo trófico que representa la época 1994/95. El modelo fue construido mediante el enfoque Ecopath, el cual permite no solo caracterizar el estado de un ecosistema, sino evaluar cambios por efecto de pesca y el ambiente. El objetivo de este trabajo fue comparar el estado del ecosistema en dos épocas (1994/95 y 2006/07) para detectar si existen o no cambios en su estructura y funcionamiento. Para ello, se construyó el modelo de la época 2006/07 con criterios similares al de la época anterior con 37 grupos funcionales que van desde productores primarios hasta depredadores tope. Posteriormente, se compararon indicadores a nivel de grupo funcional y a nivel del ecosistema con los resultados del modelo de la época 1994/95. Los resultados evidenciaron diferencias de estructura y función entre las épocas. En la época 2006/07 las rutas tróficas fueron más cortas. Aunque en ambas épocas, los depredadores superiores fueron Coryphaenidae, Lutjanidae y Synodontidae; no obstante, el nivel trófico de todos los grupos en 2006/07 se encontró por debajo de los encontrados en 1994/95 excepto el grupo Palinura. En 2006/07 se presentaron un mayor número de interacciones tróficas con respecto a 1994/95. Los índices de centralidad mostraron que los grupos Coryphaenidae, Zooplancton y Detritus fueron importantes en las dos épocas por su alta conectividad. Por su parte, los flujos totales de energía fueron distintos entre las épocas aunque con un porcentaje de cambio de -26% para 2006/07. La eficiencia de transferencia promedio se redujo de 14.8 en 1994/95 a 7.2 en 2006/07. La ascendencia del ecosistema, la cual es una medida de organización del ecosistema fue mayor en un 20.7% en 1994/95 y el potencial de reserva para responder a perturbaciones también fue mayor en un 50.2%. Los dos modelos representaron condiciones ambientales distintas; en 1994/95 se identificó la convergencia del índice del PDO y el índice del BEST en su fase cálida, en tanto que en 2006/07 los índices oscilaron sobre la fase neutra. Finalmente, al parecer la influencia de la variabilidad ambiental sobre la estructura del ecosistema del sur de Sinaloa, es comparativamente más importante que el efecto de la presión por pesca.

**Palabras clave:** modelos de balance de masas, pesquería de camarón, interacciones tróficas, sur de Sinaloa.

## ABSTRACT

The use of trophic models has been one of the most used tools to characterize the structure and functioning of ecosystems. In particular, in the southern of Sinaloa continental shelf there is a previous trophic model that represents the period 1994/95. The model was built using the Ecopath approach which allows not only for characterize the state of an ecosystem but to assess changes as a result of fishing or environmental effects. The aim of this studio was to compare the ecosystem status in two periods (1994/95 y 2006/07) to identify whether changes in its structure and functioning. A model representing the period of 2006/07 was constructed using similar criteria of the previous model, which was composed to 37 functional groups. Afterwards, indexes at functional group and ecosystem level were compared with the results for the 1994/95 model. The results suggest differences in the structure and functioning among periods. During the 2006/07 period trophic pathways were shorter. Although in both periods, top predators were Coryphaenidae, Lutjanidae y Synodontidae, trophic level of all groups was lower in 2006/07 than in 1994/95, with the exception of the Palinura group. There were a higher number of trophic interactions during 2006/07. Centrality indices showed that Coryphaenidae, Zooplankton and detritus groups were relevant in both periods due to the high trophic connectivity. Meanwhile, the total system throughputs were different among two periods with a percentage change of -26% for 2006/07. The average transfer efficiency between trophic level decreased from 14.8 during 1994/95 to 7.2 in 2006/07. The ascendancy, which is a measure of organization of the ecosystem, was higher in 20.7% in 1994/95 and the overhead was also higher at 50.2% in comparison with the 2006/07 period. The two models represent different environmental conditions; in 1994/95 the convergence of the PDO index and the BEST index was identified in its warm phase. Whereas during 2006/07 the indices neutral phase. Finally, the influence of environmental variability on ecosystem structure of southern Sinaloa appears to be, more important than the effect of fishing pressure.

**Keywords:** mass-balance models, shrimp fishery, trophic interactions, south Sinaloa.

## 1. INTRODUCCIÓN

Las plataformas continentales revisten particular importancia ecológica pues en ellas se encuentra la mayor producción biológica de los océanos. Es en estas áreas donde se llevan a cabo importantes actividades económicas como la pesca. De hecho, alrededor del 80% de las capturas mundiales se realizan sobre estas mismas áreas. Particularmente, una de las pesquerías más importantes a nivel mundial por su volumen y valor es la de camarón. Este recurso figura entre los productos pesqueros con mayor volumen de comercio a nivel mundial, por un valor de 10, 000 millones de dólares, equivalente al 16% del total de las exportaciones pesqueras. Las capturas mundiales de camarón ascienden a alrededor de 3.4 millones de toneladas por año, siendo Asia el área de pesca de camarón más relevante (FAO, 2010).

En México, la pesca de camarón se lleva a cabo tanto en el litoral del Pacífico como en el Golfo de México y Caribe; sin embargo, el primero es el que presenta hasta dos tercios de las capturas anuales de este recurso, generando una alta derrama de divisas y empleos a más de 80 mil personas. En el litoral del Pacífico, el Golfo de California es el principal productor de camarón con más del 90% de las capturas. Tan solo Sinaloa, ha llegado a representar más del 30% de las capturas (SAGARPA, 2009) lo que la ubica como una de las principales pesquerías en México junto con las pesquerías de atún y sardina. Inclusive, esta pesquería en Sinaloa ha presentado un incremento en sus capturas durante 1990 a 2009, a pesar de ser un recurso explotado constantemente por parte de la flota industrial (Figura 1).

A pesar de ser una de las pesquerías más importantes de México, es también una de las más problemáticas. Por ejemplo, el país genera anualmente alrededor de 114,000 toneladas de peces descartados. La gran cantidad de organismos descartados cada temporada, la mayoría juveniles, y el daño físico al fondo marino puede tener efectos negativos en los ecosistemas (Madrid-Vera *et al.*, 2007).

Actualmente se requieren análisis que permitan considerar los impactos de la pesquería sobre otros componentes del ecosistema que no sean la especie objetivo, así como también tomar en consideración otras fuentes de variación, sean de origen

natural o antropogénico (FAO, 2003). Para lograr este objetivo, se ha reconocido la necesidad de implementar un enfoque que permita evaluar los impactos de la pesca.

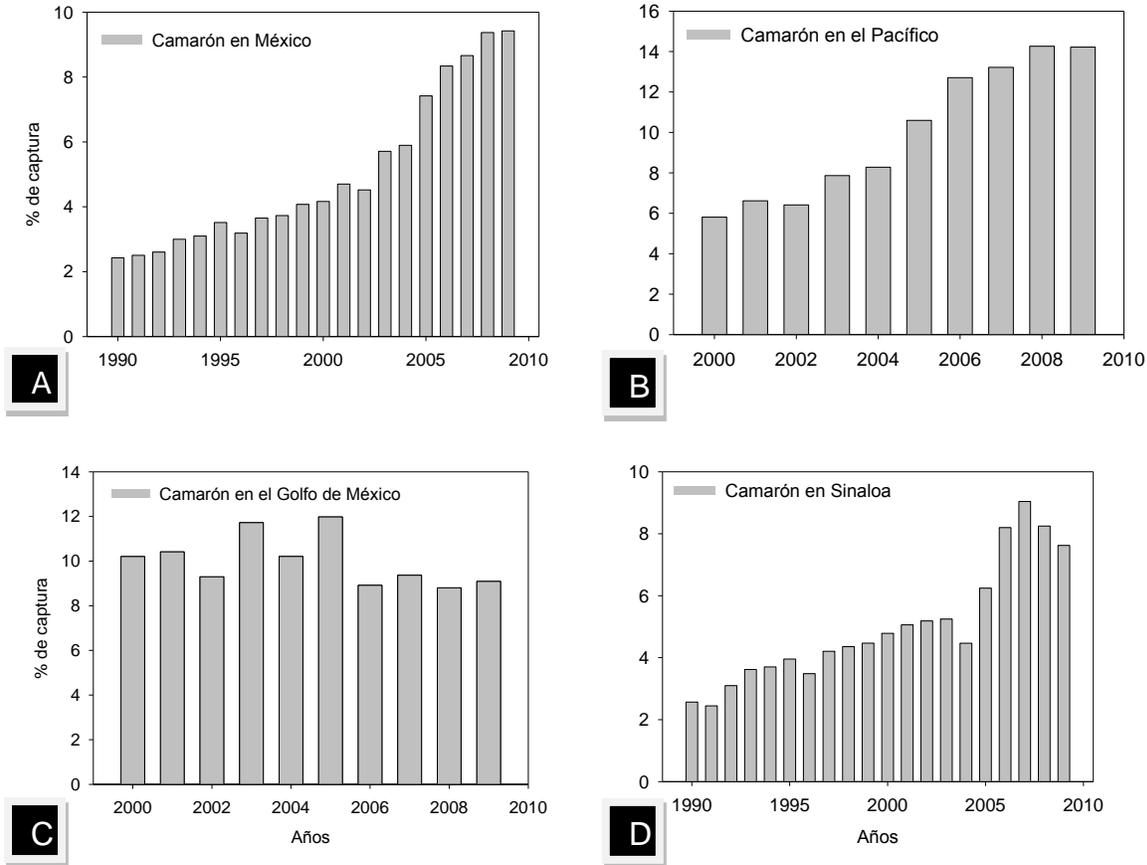


Figura 1. Incremento en la captura de camarón en México (A), en el Litoral del Pacífico mexicano (B), en el Golfo de México y Caribe (C) y en Sinaloa (D).

En la última década, los estudios de redes tróficas han tenido gran aceptación en la comunidad científica y han permitido caracterizar la estructura y funcionamiento de ecosistemas marinos (Zetina-Rejón *et. al.*, 2003, Arreguín-Sánchez *et. al.*, 2002). En este sentido, los modelos de ecosistema son instrumentos potencialmente importantes para mejorar la comprensión conceptual de los sistemas ecológicos.

Uno de los enfoques actuales que permite evaluar lo anterior es el modelo Ecopath modificado por Christensen y Pauly (1992) para la estimación de flujos de

energía en términos de biomasa entre los grupos funcionales (especies o grupos de especies) en un ecosistema marino. Posteriormente, fue desarrollado como un modelo dinámico de simulación en el tiempo denominado Ecosim (Walters *et al.*, 1997) y en el espacio denominado Ecospace (Walters *et al.*, 2000). Dicho enfoque es útil para caracterizar la estructura y funcionamiento de un ecosistema mediante el análisis de indicadores a nivel de grupo funcional y de la red trófica. A través de ellos, el modelo cuantifica los flujos de biomasa con el fin de representar la estructura de una red trófica. Son muchos los estudios realizados para conocer, de manera general, la estructura y funcionamiento de ecosistemas tropicales y templados del mundo. Sin embargo, son escasos aquellos que comparan ecosistemas en escalas de tiempo diferentes. Estudios de este tipo, pudieran ayudar a conocer si en ecosistemas influenciados por la actividad pesquera, en combinación con factores ambientales, su estructura y funcionamiento cambia a través del tiempo o si ésta se mantiene sin cambios importantes (Zhang & Chen, 2007).

Al respecto, existen algunos estudios de este tipo donde se evidencia, que es posible detectar cambios en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas debidos a la disponibilidad de recursos en el medio, depredación y en menor proporción influenciados por actividades antropogénicas como la pesca (Zhang & Chen, 2007; Rosas-Luis *et al.*, 2008).

Debido a lo anterior, se plantea que los continuos arrastres camaroneros relacionados con cambios ambientales y otros indicadores que no están incorporados en el estudio podrían modificar la estructura del ecosistema bentónico a través del tiempo; entonces, si existe este cambio, debería de manifestarse en la estructura y funcionamiento del ecosistema al menos en el mediano plazo. Por ello, para saber si los cambios que se han presentado en una comunidad trascienden a nivel de ecosistema, es necesario analizar indicadores de su estructura y función. Una de las alternativas para abordar esta pregunta es el modelado de tramas tróficas. En este estudio se realizó el contraste de dos modelos tróficos del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México. El primero corresponde a la época 1994/95 (Salcido-Guevara y Arreguín-Sánchez, 2007) y el segundo modelo al

desarrollado en este estudio para la época 2006/07. Estos modelos servirán para detectar cambios en la estructura y funcionamiento del ecosistema.

## 2. ANTECEDENTES

Diversos trabajos se han realizado en torno a la influencia de la pesca de arrastre sobre el ecosistema bentónico, reconociendo que las redes de arrastre que se utilizan en la pesquería de camarón ocasionan impactos sobre la biota del fondo marino. La remoción de sedimentos que provoca la tracción de las redes sobre el fondo (Rochet y Trenkel, 2003), trae consigo efectos directos sobre los organismos bentónicos al modificar su hábitat y efectos indirectos a los organismos que se relacionan con éstos, principalmente a través de las relaciones alimenticias entre especies.

Se ha documentado que el impacto sobre este tipo de ambientes se relaciona con la frecuencia y severidad de los arrastres, registrando cambios en las comunidades bentónicas, reduciendo la diversidad, biomasa y talla media de la captura (Ball *et. al.*, 2000). Sin embargo, también es cierto que estas comunidades, incluyendo los camarones, cambian debido a factores ambientales (Barrett y Ralph, 1977; Lluch-Belda, 1977) y otros factores como contaminación de diversas fuentes que se debieran tener en consideración para ponderar los efectos de dichos indicadores.

En la zona de estudio se han realizado distintos trabajos sobre fauna de acompañamiento (FAC) en diferentes épocas. Para la parte sur de Sinaloa en los años 1979 y 1981, Rodríguez-Cajica (1996) reportó que la FAC estuvo constituida por los Phyla Porifera, Cnidaria, Annelida, Mollusca, Arthropoda, Echinodermata y Chordata. Los cordados representaron el 77.3% de la biomasa de la fauna, los artrópodos el 17.9% y los moluscos el 4.2%. En este trabajo se registró un total de 130 especies de peces, 101 géneros y 62 familias. La abundancia y biomasa de la FAC varió notablemente en cuanto a la distribución espacial y temporal. Las familias más abundantes de peces fueron: Bothidae (9.2%), Triglidae (8%), Engraulidae (7%), Gerreidae (4.4%), Haemulidae (3%), Sciaenidae (2.4%), Batrachoididae (2%); y las que en mayor grado aportaron a la biomasa fueron Sciaenidae (25.3%), Gerreidae (20%), Bothidae (15.6%), Haemulidae (15.3%), Triglidae (12.7%), Serranidae

(11.2%). Estas seis últimas familias representaron poco más del 50% de la biomasa íctica.

Por otro lado, Manjarrez-Acosta (2001) en un estudio realizado sobre peces de fondo blando en el sur de Sinaloa para la época 1994/95, identificó un total de 43 familias de peces que agrupan a 71 géneros y 94 especies. Las familias con mayor número de especies fueron: Sciaenidae (15), Haemulidae (9), Carangidae (6) y Lutjanidae (4). Identificó que en esta zona, las familias de peces que se encuentran durante todo el año son Serranidae, Triglidae, Gerreidae, Paralichthyidae, Synodontidae, Mullidae y Haemulidae.

Nieto-Navarro (2010) caracterizó los cambios en la estructura y organización de la comunidad de peces asociados a fondos blandos en la costa sur de Sinaloa en dos épocas (1994/95 y 2006/07), a través de descriptores ecológicos, distinción taxonómica promedio e índices para detectar especies clave. El autor detectó cambios en la estructura de la comunidad asociados a la dominancia de las especies, los patrones de riqueza de especies, diversidad y equidad entre las dos épocas. Lo anterior, sugiere que en la zona se han presentado cambios en las comunidades, al menos en la íctica, por lo que cobra relevancia detectar si estos cambios se manifiestan en la estructura y funcionamiento del ecosistema.

Aunque el enfoque Ecopath es ampliamente usado para caracterizar las redes tróficas en ambientes marinos, son pocos los casos en los que se compara un mismo ecosistema en distintas épocas. Un estudio comparativo de la estructura trófica del Golfo de Maine mostró que la estructura trófica de 1980 fue distinta a la de 1990, mostrando una disminución en la biomasa de depredadores tope y un incremento en la biomasa de organismos de nivel trófico bajo (Zhang y Chen, 2007). A lo largo de una década, la reducción en biomasa de los peces de fondo tuvo un efecto positivo sobre la biomasa de los stocks de langosta y mojarras, como resultado de una reducción en la depredación. Además se encontró un incremento de 14% en los flujos totales del ecosistema de 1980 a 1990, lo que representa una mayor actividad energética.

En la parte central de Chile, se modeló y comparó la estructura trófica de los ecosistemas del año 1992 y 1998. Los principales resultados comparativos de este análisis, mostraron que los adultos de merluza chilena tienen un impacto trófico negativo sobre juveniles de este mismo recurso pesquero, principalmente por depredación. Así mismo, la pesca que se lleva a cabo en la zona, tiene un impacto negativo fuerte sobre recursos pesqueros tales como: merluza, sardina y anchoveta. La biomasa total del ecosistema, fue 1.5 veces mayor en 1998 que en 1992; sin embargo, las capturas totales en 1998 fueron 80% de las producidas en 1992. Finalmente, los autores concluyen que los modelos tróficos tipo Ecopath, es una herramienta útil para caracterizar las interacciones tróficas entre grupos de peces explotados y no explotados.

En cuanto a estudios comparativos en sistemas distintos de aguas continentales, se puede mencionar el realizado por Villanueva *et. al.*, (2006). Los autores describen la estructura y funcionamiento del ecosistema de la laguna Ébrié y el lago Nokoué en África. Dentro de sus resultados encontraron, que en ambos ecosistemas, la biomasa se encuentra distribuida en los niveles tróficos 2 y 3 principalmente. Ambos ecosistemas presentaron una alta producción así como abundancia de muchos grupos de juveniles que utilizan el sistema como zona de refugio. Por otro lado, los indicadores de ecosistema sugirieron diferentes niveles de estabilidad y madurez.

En México, se cuenta con el antecedente del modelo trófico en la parte central del Golfo de California realizado por Rosas-Luis *et. al.*, (2008). Se analizó el papel que tiene el calamar gigante *Dosidicus gigas* entre las épocas 1980 y 2002. Los autores encontraron que la especie *D. gigas* para la época de 1980 presentó impactos tróficos positivos para grupos de niveles tróficos altos. Por otra parte, *D. gigas* ocasionó un efecto trófico negativo sobre los cangrejos rojos myctofidos, peces demersales y peces pelágicos menores principalmente por depredación. Además se mostró que la pesca en general, en ambas épocas, tuvo un efecto negativo sobre los tiburones, peces pelágicos menores y peces demersales.

Para las costas del sur de Sinaloa solo existe un modelo trófico, construido por Salcido-Guevara y Arreguín-Sánchez (2007) el cual es el punto de partida para este estudio. Los autores representaron la estructura trófica del ecosistema bentónico de la plataforma continental del sur de Sinaloa para la época 1994/95 mediante el enfoque Ecopath. El modelo se constituye de 37 grupos funcionales, en su mayoría por consumidores primarios y fue considerado como un ecosistema comparativamente inmaduro o de bajo desarrollo.

### 3. JUSTIFICACIÓN

En las costas del sur de Sinaloa se lleva a cabo la pesca comercial de camarón de manera extensiva. Esta pesquería representa una derrama importante de divisas en la zona y produce un gran número de empleos de forma directa e indirecta, por lo que es el medio de sustento de muchas familias a lo largo del Golfo de California. También es cierto, que la pesquería desde sus inicios se ha mantenido más o menos estable a pesar de que actualmente las embarcaciones y artes de pesca se encuentran sobredimensionadas. Sin embargo, se ha mencionado que el principal problema de la pesquería de camarón no es la explotación del recurso, sino la forma de obtenerlo. El uso de redes de arrastre ha demostrado ser un método efectivo en la captura de camarón, pero a la vez se capturan incidentalmente numerosas especies de peces e invertebrados, bentónicos y demersales (incluso en estadios juveniles), que no son objeto de pesca pero se encuentran bajo el área de influencia de estas artes y forman parte de otras pesquerías. El huachinango, es una de las especies aprovechada por la pesca ribereña y su captura incidental mediante redes de arrastre puede afectar los rendimientos de dicha pesquería. En México, se han realizado diversas investigaciones experimentales para disminuir la fauna acompañante mediante la adición de excluidores de peces en redes (Hall *et. al.*, 2000), con resultados favorables. No obstante, este tipo de excluidores no han sido implementados en la norma oficial mexicana de camarón (NOM-002-PESC-1993). Se asume que el arrastre continuo y la gran cantidad de organismos juveniles descartados cada temporada sobre el área de pesca de camarón, podrían tener repercusiones negativas a nivel de ecosistema en términos de su estructura y funcionamiento. Empero, hasta el momento, no se cuenta con estudios que demuestren lo anterior de manera contundente, por lo que resulta de interés comparar la trama trófica del ecosistema de fondo blando del sur de Sinaloa, con el objetivo de detectar cambios importantes en su estructura y funcionamiento.

## **4. OBJETIVOS**

### **4.1. Objetivo general**

Comparar la estructura trófica del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa en dos épocas (1994/95 y 2006/07) mediante un modelo trófico.

### **4.2. Objetivos particulares**

Caracterizar la estructura trófica del ecosistema bentónico de la época 2006/07, a través de los flujos de biomasa de la red trófica.

Describir las condiciones ambientales que prevalecieron en cada una de las dos épocas.

Analizar y cuantificar los cambios en el ecosistema bentónico entre las épocas de 1994/95 y 2006/07.

## 5. 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 (a la altura del poblado de Mármol, Sinaloa) hasta los 21.183°N-105.75°W, en la parte norte de Nayarit (Figura 2). 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. 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, desde Julio hasta Septiembre, y 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 km<sup>2</sup> 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 m<sup>3</sup> (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). Los sedimentos superficiales de la plataforma son terrígenos. La fuente de procedencia de estos, son rocas ígneas intrusivas y extrusivas del cenozoico y metamórficas del Mesozoico y Paleozoico que constituyen a la Sierra Madre Occidental, así como los sedimentos cuaternarios de la llanura costera. Frente a la boca de Teacapan, los sedimentos muestran una alternancia de materiales areno-limosos y limo-arenosos, de los 10 a 75 metros de profundidad. De los 65 a los 80 metros de profundidad, se presentan de tipo arcillo-limoso. Los sedimentos limosos se presentan a profundidades de 50 a 60 metros y de 80 a 100 metros de profundidad. Los sedimentos de arena con alto contenido de bioclastos y foraminíferos, se localizan de 100 a 140 metros de profundidad correspondiendo con el borde de la plataforma continental y la parte superior del talud continental.

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 km<sup>2</sup> y otro frente al río Presidio, los cuales son importantes biológicamente, ya que desvían las corrientes provocando surgencias (Anónimo, 1979).

Por su parte, la parte 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).

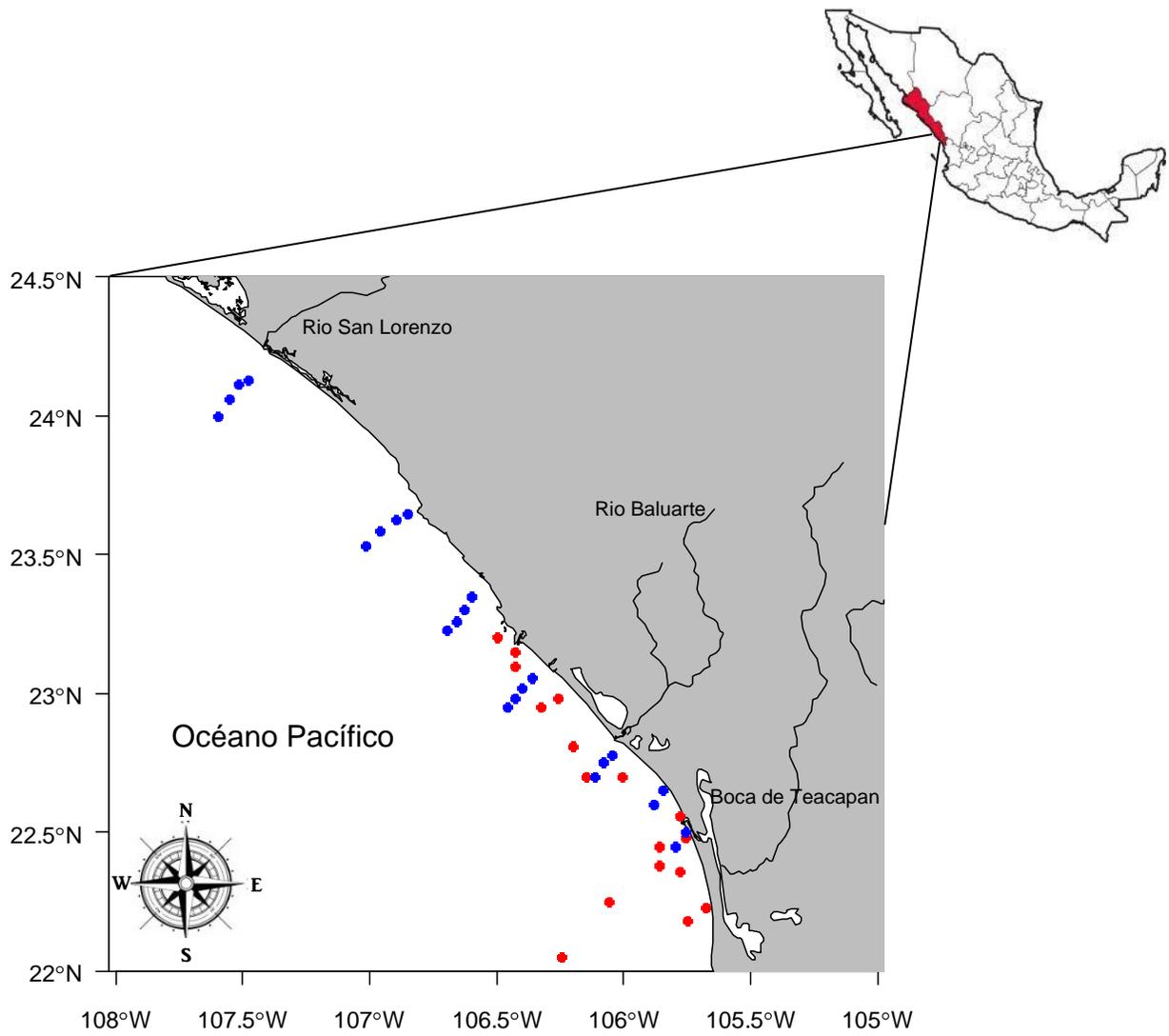


Figura 2. Área de estudio del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa. Los puntos en azul representan las estaciones de la época 1994/95 y los rojos las estaciones de la época 2006/07.

## 6. METODOLOGÍA

### 6.1. El modelo

En este estudio, se utilizaron dos modelos tróficos de ecosistema que representan la plataforma continental del sur de Sinaloa, uno correspondiente a la época 1994/95 y otro a la época 2006/07. Los modelos fueron construidos con Ecopath (Christensen & Pauly, 1992; Christensen & Walters, 2004), el cual es un enfoque que nos ayuda a caracterizar la estructura y funcionamiento de un ecosistema marino. Para la época 1994/95 se utilizó el modelo construido por Salcido-Guevara & Arreguín-Sánchez (2007); el cual, representa las interacciones tróficas y los efectos de las actividades pesqueras sobre la plataforma continental del sur de Sinaloa. Para la época 2006/07, se modeló la trama trófica con datos más recientes que sirvieron para comparar la estructura y funcionamiento del ecosistema en dos épocas separadas 10 años entre sí.

El modelo Ecopath consiste en un conjunto de ecuaciones lineales, una para cada grupo funcional. Dicho modelo parte de la premisa de que en la red trófica existe un balance de flujos de biomasa, es decir, lo que se produce es igual a lo que se consume. De esta forma, para cada grupo  $i$  se tiene una ecuación lineal de la forma:

$$P_i = Y_i + B_i \cdot M2_i + P_i(1 - EE_i) \quad \text{Ecuación (1)}$$

donde:

$P_i$  = es la producción de  $i$

$Y_i$  = es la captura de  $i$

$B_i$  = es la biomasa de  $i$

$M2_i$  = es la mortalidad por depredación de  $i$

$EE_i$  = es la eficiencia ecotrófica de las presas, la cual expresa la proporción de la producción que es utilizada en el ecosistema.

La ecuación 1, es una de las dos ecuaciones maestras del modelo Ecopath describe el término producción para cada grupo.

Esta expresión se formula matemáticamente como:

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

*Ecuación (2)*

donde:

$B_i$  = es la biomasa del grupo de presas  $i$

$B_j$  = representa la biomasa del grupo de depredadores  $j$

$P/B$  = es la proporción producción/biomasa

$Q/B$  = es la proporción consumo/biomasa

$Y_i$  = son las capturas pesqueras en caso de que se trate de un grupo explotado

$DC_{ji}$  = representa la proporción de la presa  $i$  en la dieta del depredador  $j$

$EE_i$  = es la eficiencia ecotrófica de las presas, la cual expresa la proporción de la producción que es utilizada en el ecosistema

La segunda ecuación, considera el principio de conservación de la materia, así para cada grupo:

$$\text{Consumo} = \text{Producción} + \text{Respiración} + \text{Alimento no asimilado}$$

*Ecuación (3)*

Para la construcción del modelo de la época 2006/07, los grupos funcionales se definieron de acuerdo a los criterios utilizados por Salcido-Guevara y Arreguín-Sánchez (2007) en el modelo de la época 1994/95. De esta forma, los grupos están formados por especies que presentan hábitat y dieta similar, así como especies de importancia comercial.

En general, el modelo Ecopath requiere tres de los siguientes cuatro parámetros de entrada: biomasa, proporción producción/biomasa (P/B), proporción consumo/biomasa (Q/B) y eficiencia ecotrófica (EE) para cada uno de los grupos funcionales en el modelo. Además, dichos parámetros deben estar acompañados de datos de capturas pesqueras y una matriz de dietas depredador-presa, que en términos generales expresa la proporción de la presa en la dieta del depredador y por medio de ésta se generan las relaciones tróficas dentro del modelo.

## **6.2. Datos de entrada**

Los datos de la época 1994/95, provienen de 148 lances con redes de arrastre camaroneras, y principalmente se basan en la captura incidental de la flota comercial. Fueron llevados a cabo durante el periodo de Septiembre 1994 a Enero 1997 en cruceros BIOCAPESS del B/O “El Puma” de la Universidad Nacional Autónoma de México. Se consideró un total de 24 estaciones entre los 20 y 148.5 m de profundidad. Estas se distribuyeron a lo largo de la desembocadura de los ríos San Lorenzo, Piaxtla, Quelite, Presidio, Baluarte así como en la boca de Teacapan, Sinaloa. El detalle del origen de los datos puede ser consultado en Manjarrez-Acosta (2001) y Salcido-Guevara y Arreguín-Sánchez (2006).

Los datos del modelo de la época 2006/07 se obtuvieron de 85 lances, desarrollados por el Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional (I.P.N.), en colaboración de la Universidad Autónoma de Nayarit (U.A.N.). Los muestreos se realizaron a bordo del B.M. Miguel López Rivera perteneciente a la Escuela Nacional de Ingeniería Pesquera de U.A.N., mediante la utilización de redes camaroneras tipo “Buzo” en 17 estaciones, haciendo arrastres

perpendiculares a la costa durante una hora aproximadamente. Estos no llegaron a cubrir la parte más norteña del área de estudio como en el modelo de la época 1994/95. La velocidad de crucero con las redes trabajando fue de 2.5 nudos en promedio y las profundidades de la zona de muestreo variaron entre 10 m. y 117 m. Los muestreos se efectuaron durante Septiembre de 2006 a Marzo de 2007. Se operó una red por banda y se tomaron muestras representativas de la captura de 12 a 17.6 kg, las cuales fueron etiquetadas con el código de la estación correspondiente y conservadas bajo refrigeración. En laboratorio, se realizó la separación del material biológico y se identificó mediante claves taxonómicas especializadas. Los peces fueron identificados taxonómicamente utilizando las claves y descriptores de Miller y Lea (1976), Eschmeyer *et al.* (1983), Bussing y López (1993), Fischer *et al.*, (1995), Robertson y Allen (2002) y Castro-Aguirre (1978). El arreglo sistemático de los peces se realizó de acuerdo a lo propuesto por Nelson (2006). Las especies de camarón fueron identificadas a través de las claves propuestas por la FAO (Fischer *et al.*, 1995).

En cuanto a los demás invertebrados, se cuantificó su abundancia en número y peso húmedo y se conformaron en grandes grupos.

### **6.2.1. Estimación de la Biomasa (Bi)**

La biomasa de 14 grupos de peces se estimó con información de los datos obtenidos de los lances con redes de arrastre y fue estandarizada en t-km<sup>2</sup>. Se calculó la biomasa promedio por unidad de área correspondiente a las 17 estaciones, consideradas en el muestreo de los cinco viajes realizados durante la temporada de pesca de camarón; para ello se asume que el valor promedio de biomasa por grupo puede ser utilizado para representar la biomasa de cada especie. Se utilizó el método de área barrida de Sparre y Vennema (1995) para la estandarización de la biomasa, el cual expresa que:

$$B = \frac{(P_{obs} \cdot C_E) / C_M}{a} \quad \text{Ecuación (4)}$$

donde:

B= es la biomasa de la especie en cada una de las estaciones en t·km<sup>2</sup>

P<sub>obs</sub>= es el peso total del grupo en la estación en i

C<sub>E</sub> = es el peso de la captura en la estación t

C<sub>M</sub>= es el peso de la muestra en la estación en t y a, es el área de barrido en la estación en km<sup>2</sup>

Para el cálculo del área de barrido, se utilizó el coeficiente de abertura de la red reportado por Klima (1976) para el banco de Campeche (el valor utilizado es de 0.6) y queda expresado de la siguiente forma:

$$a = (Lrs * X2) d \quad \text{Ecuación (5)}$$

donde:

a= es el área de barrido

Lrs= es la longitud de la relinga superior de la red

X2= es un coeficiente de abertura de la red

d= es la distancia de arrastre calculada mediante GPS

Los coeficientes de capturabilidad de los grupos de peces y del grupo Penaeidae se obtuvieron utilizando el modelo de Leslie & Davies (1939). El modelo supone una relación entre la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y la captura por unidad de esfuerzo acumulada. El valor de la pendiente en esta regresión lineal es el que representa la capturabilidad. De esta forma, el modelo se representa de la siguiente forma:

$$\frac{C_t}{f_t} = qN_t = qN_o - qk_t \quad \text{Ecuación (6)}$$

donde:

$(C/f)_t$  es la CPUE

$q$  es la capturabilidad

$qN_o$  es equivalente al intercepto de regresión lineal

$k_t$  es la captura acumulada

$N$  es el tamaño de la población

Para obtener la biomasa de fitoplancton en la época 2006/07 se utilizó la concentración promedio de clorofila-a ( $2.28 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ), encontrada por García-Morales (2008) en el año 2006 para la parte sur del Golfo de California (límites de Sonora y Sinaloa, Isla San José y norte de Nayarit). Lo anterior, a través del análisis de imágenes quincenales del Modis-SeaWiFS, las cuales fueron suministradas por Scripps Institution of Oceanography, University of California, San Diego, en alta resolución (1.1 km. en el nadir), tipo HRPT (High Resolution Picture Transmission) y formato HDF (Hierarchical Data Format). Con el uso del sistema WIM (Windows Image Manager) se obtuvieron los datos de clorofila-a. Finalmente, la biomasa húmeda por área ( $\text{t}\cdot\text{km}^{-2}$ ) se obtuvo mediante la siguiente ecuación:

$$B = 1.21[\text{Cla}]z \quad \text{Ecuación (7)}$$

donde:

$\text{Cla}$  es la concentración de clorofila-a ( $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ )

$z$  es la profundidad eufótica (20 mts)

La biomasa promedio de zooplancton para el modelo de la época 2006/07 se estimó a partir de distintas concentración registradas en  $\text{ml}/1000 \text{ m}^3$  (Tabla 1). Se

utilizó el factor conversión de Cushing *et. al.*, (1958) de ml de biomasa de zooplancton a mg de biomasa en peso húmedo.

Tabla 1. Valores de biomasa obtenida para el sur de Sinaloa durante la temporada de pesca de camarón 2006/07.

Meses muestreados	Biomasa (ml/1000m <sup>3</sup> )
Abril de 2006	0.13410
Septiembre de 2006	0.08342
Octubre de 2006	0.18048
Noviembre de 2006	0.22573
Diciembre de 2006	0.15016
Enero de 2007	0.14433
Febrero de 2007	0.24759
Marzo de 2007	0.33531
Septiembre de 2007	0.17592
Noviembre de 2007	0.35398

La biomasa de Macrofitas para el modelo de la época 2006/07 se obtuvo con los valores reportados por Olabarria *et al.*, (2001) para cuatro estaciones de la bahía de Mazatlán en el año 1998. Por otra parte, para el grupo de aves en ambas épocas, se consideró la biomasa reportada en la plataforma continental de Sonora (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002).

La biomasa de los grupos de peces Scombridae, Coryphaenidae, Clupeidae, Mugilidae y Otros peces así como la de los grupos de invertebrados y tortugas fueron calculadas por el modelo Ecopath.

### 6.2.2. Relación producción/biomasa (P/B)<sub>i</sub>

En biología pesquera se sabe que el cociente P/B puede considerarse como equivalente a la tasa instantánea de mortalidad (Z; Allen, 1971). Dicha tasa está compuesta principalmente por la mortalidad natural (M) y la mortalidad por pesca (F).

$$Z = M + F \quad \text{Ecuación (8)}$$

Para estimar el parámetro M se utilizó el modelo propuesto por Taylor (1960). Dicho modelo considera que la longevidad de una especie es indirectamente proporcional a su mortalidad natural, así como el número de individuos presentes en el tiempo, y está en función de la tasa de crecimiento K (Longhurst & Pauly, 1987). Si se considera la edad límite como el tiempo requerido para alcanzar 95% de longitud máxima promedio, se tiene que el índice de longevidad ( $A_{0.95}$ ) se expresa de la siguiente forma:

$$A_{0.95} = t_0 + \frac{2.996}{K} \quad \text{Ecuación (9)}$$

donde:

$t_0$  = es una constante que representa la edad que debiera tener el organismo para que su longitud sea igual a 0

K = es la tasa intrínseca de crecimiento, ambos parámetros de la ecuación de von Bertalanffy

La mortalidad natural según el modelo de Taylor queda de la siguiente forma:

$$M = \frac{2.996}{A_{0.95}} - t_0 \quad \text{Ecuación (10)}$$

Los parámetros  $t_0$  , K de la mayoría de estos grupos fueron tomados de Fishbase (Froese & Pauly, 1995).

En el caso de invertebrados los valores fueron tomados de lo reportado en el modelo de la época 1994-1995 (Salcido-Guevara y Arreguín-Sánchez, 2007) debido a la falta de información.

Para los grupos de peces explotados, la mortalidad por pesca (F) se estimó mediante la siguiente fórmula (Christensen *et. al.*, 2000):

$$F = \left( \frac{C}{B} \right) \quad \text{Ecuación (11)}$$

donde:

C= es la captura en  $t \cdot km^{-2}$

B= es la biomasa en  $t \cdot km^{-2}$

### 6.2.3. Relación consumo/biomasa (Q/B)

El cociente Q/B permite estimar la cantidad de alimento ingerido por un grupo con respecto a su propia biomasa. Existen varios métodos para conocer este cociente, uno de ellos son las relaciones empíricas a partir de parámetros y características fáciles de medir y cuantificar en los organismos.

En el caso de los peces tanto comerciales como no comerciales, se utilizó la siguiente relación propuesta por Palomares y Pauly (1989):

$$Q/B = 3.06 \cdot W_{\infty}^{-0.2018} \cdot T^{0.6121} \cdot A_R^{0.5156} \cdot 3.53^{HD}$$

*Ecuación (12)*

donde:

$W_{\infty}$ = es el peso máximo promedio

T= es la temperatura del sistema

HD= es el tipo de alimentación del depredador; toma valores de 0 para carnívoros ó 1 para herbívoros y detritívoros.

$A_R$ = es una variable morfométrica que expresa el aspecto radial de la aleta caudal del pez, así tenemos que:

$$A_R = \frac{h^2}{s} \quad \text{Ecuación (13)}$$

donde:

$h$  = es la altura de la aleta caudal

$s$  = es la superficie de la aleta caudal desde el pedúnculo caudal.

Cuando no se pudo encontrar el valor de  $W_\infty$ , éste se derivó de la relación peso-longitud ( $W_\infty = aL_\infty^b$ ); y cuando no se encontró el valor de  $L_\infty$ , se usó el modelo propuesto por Pauly (1983) donde  $L_\infty = \frac{L_{\max}}{0.95}$ , donde  $L_{\max}$  (cm) es la longitud máxima registrada para la especie y que se supone debe ser cercano a  $L_\infty$ .

Para el caso de los invertebrados, el consumo fue obtenido de lo reportado en el modelo de la época 1994/95 (Salcido-Guevara y Arreguín-Sánchez, 2007) por falta de información en años más recientes. Los datos necesarios para el cálculo de  $P/B$  y  $Q/B$  y las fuentes de información se encuentran en las Tabla 2 y Tabla 3.

### **6.2.1. Eficiencia Ecotrófica (EE)**

Este parámetro se define como la proporción de la biomasa de un grupo funcional que es utilizada por depredación o exportación del ecosistema. En este estudio, ésta última se refiere a las capturas pesqueras. Debido a que esta variable es difícil de medir se consideró que se estimara por el modelo Ecopath para la mayor parte de los grupos funcionales. Esto es, el modelo necesita cuatro variables de entradas para cada uno de los grupos funcionales, biomasa, proporción  $P/B$ , proporción  $Q/B$  y eficiencia ecotrófica; sin embargo, es posible agregar valores a tres variables y el modelo calcula una de ellas, debido a que se trata de un modelo de balance de masas.

### **6.2.1. Matriz depredador-presa ( $DC_{ij}$ )**

La dieta de 16 grupos funcionales de peces (Sciaenidae, Haemulidae, Polynemidae/Mullidae, Synodontidae, Gerreidae, Serranidae, Pleuronectiformes, Scorpaenidae/Triglidae, Centropomidae, Rajiformes, Carangidae, Ariidae, Clupeidae, Scombridae, Lutjanidae, Otros peces), se obtuvo del estudio de Tripp-Valdez (2010). Dichas estimaciones provienen de las especies más representativas de los grupos en el área de estudio. En el caso de invertebrados, Cheloniidae, Coryphaenidae y Aves, la dieta fue tomada de lo propuesto por Salcido-Guevara y Arreguín-Sánchez (2007) debido a la falta de información en el área y sitios aledaños. En la matriz depredador-presa se observa que grupos como Coryphaenidae y Lutjanidae, presentan una dieta diversa, sin embargo, se alimentan principalmente de una o dos presas (Tabla 4). Por otro lado, los grupos Bivalvia, Stomatopoda y Otros peces presentan una dieta más específica, dirigida sobre pocas presas.

Tabla 2 Datos para la estimación de las proporciones producción/biomasa (P/B) y consumo/biomasa (Q/B) del modelo de la época 2006/07.

Grupo	$L_{max}$ (cm)	$L_{\infty}$ (cm)	a	b	$W_{\infty}$ (g)	k	Ar	HD	to	$A_{0.95}$	P/B	Q/B
Sciaenidae												
<i>Stellifer illecebrosus</i>	22.8	24	0.008	3.165	186.8	0.65		0	-0.26	4.3	0.95	-
Haemulidae												
<i>Haemulopsis axillaris</i>	30	31.5	0.013	3.03	454.1	0.35	1.6	0	-0.47	8.1	0.84	7.73
Poly./Mullidae												
Polynemidae												
<i>Polydactylus approximans</i>	36	37.2	0.01	2.959	443.8	0.64	2.6	0	-0.24	4.4	0.91	9.98
Synodontidae												
<i>Synodus scituliceps</i>	41.2	43	0.008	2.858	372.8	0.65	1.5	0	-0.23	4.4	0.91	7.78
Gerreidae												
<i>Eucinostomus dowii</i>	20	21.1	0.006	3.69	462.1	0.84	2.5	0	-0.21	3.4	1.10	9.70
Serranidae												
<i>Diplectrum pacificum</i>	27.5	28.9	0.013	2.959	273.3	0.4	1	0	-0.42	7.1	0.84	6.72
Pleuronectiformes												
Paralichthyidae												
<i>Cyclosetta querna</i>	39	40.7	-	-	-	0.43	1	0	-0.35	6.6	0.80	8.23
Scorp./Triglidae												
Triglidae												
<i>Bellator loxias</i>	-	32.5	0.015	2.84	298.9	0.21	1.1	0	-0.79	13.5	1.01	6.93
Centropomidae												
<i>Centropomus robalito</i>	30	31.5	0.008	3.063	310.7	1.01	1.6	0	-0.16	2.8	1.23	8.35
Rajiformes												
Urolophidae												
<i>Urotrygon aspidura</i>	48.4	50.9	0.006	3.04	925.9	-	-	0	-0.92	19.1	1.08	8.44
Carangidae												
<i>Selene peruviana</i>	29	30.4	0.021	2.749	250.4	0.5	2.6	0	-0.33	5.7	0.86	11.20
Ariidae												
<i>Bagre panamensis</i>	38	-	-	-	-	-	-	0	-0.6	10.9	0.87	11.35
Clupeidae												
<i>Opisthonema libertate</i>	24.3	22	0.007	3.039	84	0.5	-	1	-0.21	5.8	0.73	13.40
Scombridae												
<i>Scomberomorus sierra</i>	43.6	45.4	0.005	2.983	438.4	0.28	3.8	0	-0.53	10.2	0.82	12.16
Tetradontidae												
<i>Sphaeroides lobatus</i>	19.7	20.8	0.007	2.486	132.3	0.47	-	0	-0.38	6.0	0.88	8.91
Lutjanidae												
<i>Lutjanus guttatus</i>	36.3	38.2	0.018	2.895	684.4	-	2.3	0	-0.11	5.4	0.66	8.58
Coryphaenidae											0.83	7.26
Mugilidae												
<i>Mugil curema</i>	90	94.5	-	-	-	-	1.9	1	-	-	-	16.38
Otros peces												
Stromateidae												
<i>Peprilus medius</i>	29.6	31	0.008	3.089	323.5	0.73	1.5	0	-0.22	3.9	0.99	8.01

Tabla 3. Referencias de los datos usados para la estimación de P/B y Q/B.

Grupo	$L_{max}$ (cm)	$L_{\infty}$ (cm)	a	b	$W_{\infty}$ (g)	k	Ar	h	d	HD	to	$A_{0.95}$	P/B	Q/B
Sciaenidae	J	B	J	J	A	M	-	L	L	L	L	B	B	-
Haemulidae	N	B	G	G	A	M	M	L	L	L	L	B	B	B
Poly./Mullidae	C	B	J	J	A	M	M	L	L	L	L	B	B	B
Synodontidae	J	B	J	J	A	M	M	L	L	L	L	B	B	B
Gerreidae	E	B	M	M	A	M	M	P	P	P	L	B	B	B
Serranidae	J	B	J	J	A	M	M	L	L	L	L	B	B	B
Pleuronectiformes	E	B	-	-	R	M	M	L	L	L	L	B	B	B
Scorp./Triglidae	-	C	I	I	A	C	M	P	P	P	L	B	B	B
Centropomidae	J	D	J	J	A	D	M	L	L	L	L	B	B	B
Rajiformes	J	B	J	J	A	-	-	L	L	L	L	B	B	B
Carangidae	J	C	J	J	A	C	M	L	L	L	L	B	B	B
Ariidae	Ñ	L	-	-	-	L	L	L	L	L	L	B	B	B
Clupeidae	J	E	J	J	A	K	-	P	P	P	L	B	B	B
Scombridae	J	M	J	J	A	M	M	L	L	L	L	B	B	B
Tetrodontidae	J	C	J	J	A	C	L	R	R	R	L	B	B	B
Lutjanidae	J	B	J	J	A	L	M	L	L	L	L	B	B	B
Coryphaenidae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	R	B
Mugillidae	O	B	-	-	T	-	M	P	P	P	-	-	-	B
Otros peces	J	F	J	J	A	F	M	L	L	L	L	B	B	B

**A:** Éste trabajo con  $W_{\infty} = aL_{\infty}^b$ ; **B:** Éste trabajo; **C:** Eschmeyer *et al.*, 1983; **D:** Bussing, 1995; **E:** Jiménez-Prado y Beárez, 2004; **F:** Haedrich *et al.*, 1995; **G:** Ruiz-Ramirez *et al.*, 1997; **H:** Mendieta y Samamé, 1984; **I:** Nieto-Navarro *et al.*, 2010; **J:** Cisneros *et al.*, 1990; **K:** Arturo-Tripp, 2010; **L:** Froese y Pauly, 2010; **M:** Mckay y Schneider, 1995; **N:** Marceniuk y Ferraris, 2003; **Ñ:** Harrison, 1995; **O:** Balar *et al.*, 1997; **P:** Bearez, 1996; **Q:** Amezcua-Linares, 1996. **R:** Salcido-Guevara y Arreguín-Sánchez, 2007; **S:** García y Duarte, 2002. **T:** Éste trabajo con  $W_{\infty} = W_{max}/0.86$ . Todos la valores de Q/B se estimaron con una temperatura media anual de 23°C (Éste estudio).

Tabla 4. Matriz de dietas para la construcción del modelo de ecosistema del sur de Sinaloa (2006/07).

Presa/Depredador	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1 Coryphaenidae	0.0054												
2 Lutjanidae		0.0571											
3 Synodontidae													
4 Aves													
5 Rajiformes													
6 Palinura													
7 Cephalopoda	0.4672	0.1830	0.1171	0.1331	0.0030		0.058		0.0021	0.1915		0.0182	0.0021
8 Cheloniidae				0.0001									
9 Scombridae	0.0146		0.0843										
10 Serranidae	0.0015					0.0549						0.0948	
11 Tetraodontidae	0.0133		0.0061					0.15					
12 Pleuronectiformes		0.0009	0.0829		0.0045							0.1454	
13 Carangidae	0.0452			0.1181									
14 Centropomidae													
15 Coelenterata							0.0177	0.0001			0.0389		
16 Ariidae	0.0143												
17 Portunidae	0.0006	0.0431						0.0001					
18 Scorpaenidae/Triglidae	0.0001												
19 Polynemidae/Mullidae			0.0667										
20 Sciaenidae	0.0045											0.0137	
21 Mugilidae	0.0367	0.0071											
22 Equinodermata						0.0339							
23 Gerreidae	0.0048												
24 Bivalvia		0.0034				0.5095		0.02		0.0046	0.3694	9.5E-05	
25 Penaeidae	0.0019	0.0528	0.0553				0.0157	0.0001	0.0049	0.2515		0.0404	0.0049
26 Otros peces	0.3359		0.1717	0.1672	0.0012			0.2897	0.0120	0.1965		0.1197	0.0120
27 Haemulidae	0.0137												
28 Stomatopoda	0.0215	0.0186						0.03		0.0928		0.0037	
29 Zooplancton				0.2362			0.4096	0.451	0.0002		0.0477		0.0002
30 Otros macrocrustáceos	0.0024	0.2610	0.0010		0.0230	0.1493		0.0053	0.0157	0.2598	0.3205	0.0157	0.0157
31 Porifera											0.0274		
32 Polychaeta											0.0477		
33 Clupeidae	0.0164	0.3685	0.4148	0.3453			0.499		0.9808			0.4971	0.9808
34 Gastropoda						0.1894		0.0316			0.097		
35 Fitoplancton													
36 Macrofitas						0.063		0.0221			0.0564		
37 Detritus		0.0012			0.9683				0.0130	0.0033		0.0513	0.0130

Tabla 4. Continuación...

Presa/Depredador	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
1 Coryphaenidae													
2 Lutjanidae													
3 Synodontidae													
4 Aves													
5 Rajiformes													
6 Palinura									0.0073				
7 Cephalopoda	0.1066		0.0007		0.0462	0.150							0.3111
8 Cheloniidae													
9 Scombridae													
10 Serranidae													
11 Tetraodontidae													
12 Pleuronectiformes						0.050							
13 Carangidae													
14 Centropomidae													
15 Coelenterata		0.0417											
16 Ariidae													
17 Portunidae			0.0991	0.0692									
18 Scorpaenidae/Triglidae													
19 Polynemidae/Mullidae													
20 Sciaenidae													
21 Mugilidae													
22 Equinodermata			0.0007						0.0574				
23 Gerreidae													
24 Bivalvia			0.0853	0.1204				0.005	0.0169	0.2407			
25 Penaeidae	0.3931			0.0492	0.5692		0.0032		0.0073				
26 Otros peces	0.0002		0.0007	0.1469			0.0284			0.0160			
27 Haemulidae													
28 Stomatopoda	0.0023					0.400							0.0111
29 Zooplankton		0.8333						0.027	0.0102		0.292		0.0111
30 Otros macrocrustáceos	0.4731		0.0350	0.1858	0.0231	0.250	0.9432	0.2400	0.0073	0.0519		0.0639	
31 Porifera									0.1918				
32 Polychaeta			0.5261	0.0439				0.131	0.0169			0.1592	
33 Clupeidae	0.0211		0.0568			0.050							
34 Gastropoda				0.166		0.050		0.116	0.0169				
35 Fitoplancton								0.072	0.0029		0.531	0.1053	
36 Macrofitas				0.068					0.5394	0.0013	0.177	0.0858	
37 Detritus	0.0036	0.125	0.1956	0.1505	0.3615	0.050	0.0252	0.409	0.1256	0.6902		0.5858	0.6667

Tabla 4. Continuación...

Presa/Depredador	27	28	29	30	31	32	33	34
1 Coryphaenidae								
2 Lutjanidae								
3 Synodontidae								
4 Aves								
5 Rajiformes		0.0138						
6 Palinura								
7 Cephalopoda	0.0032							
8 Cheloniidae								
9 Scombridae								
10 Serranidae								
11 Tetraodontidae								
12 Pleuronectiformes								
13 Carangidae								
14 Centropomidae								
15 Coelenterata								
16 Ariidae								
17 Portunidae								
18 Scorpaenidae/Triglidae								
19 Polynemidae/Mullidae								
20 Sciaenidae								
21 Mugilidae								
22 Equinodermata	0.0502							
23 Gerreidae								
24 Bivalvia	0.0246							
25 Penaeidae								
26 Otros peces		0.0763						
27 Haemulidae								
28 Stomatopoda								
29 Zooplankton	0.0012		0.1605		0.025			
30 Otros macrocrustáceos	0.0408		0.0125	0.0906		0.0251	0.9725	
31 Porifera								
32 Polychaeta	0.0256					0.0057		
33 Clupeidae								
34 Gastropoda								
35 Fitoplancton			0.6995	0.1926	0.011			
36 Macrofitas				0.7168	0.084	0.1102	0.0275	0.562
37 Detritus	0.8544	0.9099	0.1275		0.88	0.8589		0.438

### 6.2.2. Capturas pesqueras

Los datos de captura de camarón y de los grupos de peces explotados fueron obtenidos de las estadísticas de pesca correspondientes al promedio de los años 2006 y 2007 (SAGARPA, 2009).

### 6.3. Pedigrí del modelo

Con el fin de contar con una medida relativa de la calidad del modelo construido con respecto a los datos de entrada, se estimó el índice de Pedigrí, usando para ello una rutina en EcE (Funtowicz & Ravetz, 1990). En este procedimiento se calificó el origen de cada dato de entrada del modelo correspondiente a la época 2006/07. Se le asignó un valor con una escala de valores desde 0 hasta 1; donde 0 corresponde a la más baja calidad para un dato de entrada y 1 a la mejor (Tabla 5). El criterio general utilizado es que las estimaciones partiendo de datos locales son mejores que los datos estimados por cualquier otro medio (supuestos, relaciones empíricas). Este índice, permite comparar la calidad de distintos modelos y provee valores de incertidumbre para ser considerados explícitamente en la construcción del modelo. Para la asignación de los intervalos de variabilidad se utilizaron las escalas propuestas por defecto en el programa Ecopath (Christensen & Pauly, 2004). Los valores individuales de cada una de las variables y grupos funcionales fueron promediados para obtener un índice de calidad del modelo:

$$P = \sum_{i=1}^n \frac{I_{ij}}{n} \quad \text{Ecuación (14)}$$

donde:

$I_{ij}$  = es el valor del índice para cada dato de entrada

$n$  = número de datos entrados en el modelo

#### 6.4. Balanceo

El balanceo del modelo, debe entenderse como una forma de compensar (para cada grupo funcional particular), los flujos de energía entre sus componentes (Christensen *et al.*, 2000). Si la exigencia total de energía de un grupo funcional particular excediera su propia producción, entonces el grupo se encuentra fuera de “balance” en el modelo. El proceso de balanceo del modelo implica la solución de la ecuación 1 para cada uno de los grupos funcionales. El grado de desbalance en los flujos para cada grupo, es identificado en el modelo Ecopath por el valor de Eficiencia Ecotrófica ( $EE_i$ ; Christensen *et al.*, 2000). Los valores de  $EE_i$  son estimados generalmente por Ecopath y su valor puede variar entre 0 y 1. Un valor de  $EE_i$  mayor que 1 indica que la demanda total de energía en un grupo funcional excede la producción total y el mantenimiento de ese grupo, lo cual no es posible.

El modelo fue balanceado revisando, iterativamente en cada corrida, los valores de la  $EE_i$ . Cuando se encontraron valores inconsistentes de  $EE_i$ , entonces se realizaron ajustes en los datos de entrada siguiendo los criterios presentados por Christensen *et al.*, (2000) hasta obtener salidas aceptables (i.e.  $EE_i < 1$  para cada grupo  $i$ ). Se ha documentado que los valores con mayor incertidumbre en los datos de entrada al modelo son las dietas, ya que su observación depende de situaciones planteadas al momento de tomar la muestra. Por ello, el proceso de balanceo del conjunto de ecuaciones inicia ajustando la matriz de dietas (Christensen *et al.*, 2000).

Tabla 5. Calificación asignada para el cálculo del pedigrí del modelo para cada uno de los datos de entrada del modelo.

<b>Grupo funcional</b>	<b>Biomasa</b>	<b>P/B</b>	<b>Q/B</b>	<b>Dietas</b>	<b>Capturas</b>
Coryphaenidae	0	0.6	0.6	0	-
Lutjanidae	0.7	0	0.7	1	0.5
Synodontidae	1	0.7	0.7	1	0.5
Aves	0	0.6	0.2	0	-
Rajiformes	1	0.7	0.7	0.7	0.5
Palinura	0	0.6	0.6	0	0.5
Cephalopoda	0	0.6	0.6	0	0.5
Cheloniidae	0	0.6	0.6	0	-
Scombridae	0	0.7	0	1	0.5
Serranidae	1	0.7	0.7	0.7	0.5
Tetraodontidae	1	0.7	0.7	1	0.5
Pleuronectiformes	1	0.7	0.7	1	0.5
Carangidae	1	0.7	0.7	1	0.5
Centropomidae	1	0.7	0.7	1	0.5
Coelenterata	0	0.6	0.6	0	-
Ariidae	1	0.7	0.7	0.7	0.5
Portunidae	0	0.6	0.6	0	0.5
Scorpaenidae/Triglidae	1	0.7	0.7	1	0.5
Polynemidae/Mullidae	1	0.7	0.7	1	0.5
Sciaenidae	1	0.7	0	1	0.5
Mugilidae	0	0.6	0	0	0.5
Echinodermata	0	0.6	0.6	0	0.5
Gerreidae	0.7	0.7	0.7	0.7	0.5
Bivalvia	0	0.6	0.6	0	-
Penaeidae	0	0.7	0.6	0	0.5
Otros peces	0	0.7	0.7	1	0.5
Haemulidae	1	0.7	0.7	1	0.5
Stomatopoda	0	0.6	0.6	0	0.5
Zooplankton	0	0.6	0.6	0	
Otros macrocrustáceos	0	0.6	0.6	0	0.5
Porifera	0	0.6	0.6	0	-
Polychaeta	0	0.6	0.6	0	-
Clupeidae	0	0	0	0.7	0.5
Gastropoda	0	0.6	0.6	0	0.5
Fitoplancton	0	-	-	-	-
Macrofitas	0	-	-	-	-
Detritus	-	-	-	-	-

## **6.5. Ecoranger y consistencia del modelo**

Una vez obtenido el modelo balanceado, éste se optimizó utilizando la rutina Ecoranger. Esta es una aproximación semi-bayesiana, que permite incorporar incertidumbre en los datos de entrada, en donde cada dato se define por una función previa de densidad de probabilidad y un coeficiente de variación. Para obtener el mejor modelo posible, se realizaron iteraciones, esperando que el número de soluciones viables (en términos de balance de masas y consistencia biológica) fuera de al menos 1,000. Lo anterior con base en el criterio de minimización de residuales. Se consideró un coeficiente de variación de 10% en todos los datos y una distribución previa de densidad de probabilidad normal en todos los casos.

La consistencia del modelo se basó en analizar su concordancia con restricciones termodinámicas y fisiológicas siguientes:

- 1)  $R/A < 1$  la asimilación no puede exceder a la respiración.
- 2)  $P/R < 1$  destino del alimento asimilado.
- 3)  $P/Q$  hace referencia a la eficiencia bruta,  $0.1 < P/Q < 0.3$  dado que el consumo de la mayoría de los grupos funcionales es de 3 a 10 veces más alta que su producción, excepto organismos de rápido crecimiento.

## **6.6. Indicadores a nivel de grupo funcional**

La estructura y funcionamiento del ecosistema fue descrita y comparada con base en indicadores de los grupos funcionales y del ecosistema. Se llevó a cabo una comparación de cada uno de los atributos de las épocas 1994/95 y 2006/07. Esta comparación sirvió para conocer tanto sí la importancia que tiene cada grupo funcional en la trama trófica ha cambiado, como para detectar si a nivel del ecosistema, esos cambios se manifiestan en el funcionamiento del mismo.

### 6.6.1. Nivel Trófico

En el modelo Ecopath, el nivel trófico de un grupo puede ser una variable continua (Odum y Heald, 1975). Por definición, se asigna el nivel trófico de 1 a los productores primarios y al detritus, y para los grupos heterótrofos el nivel trófico representa el promedio ponderado de los niveles tróficos de sus presas. Siguiendo esta aproximación, un consumidor que come 40% de productores primarios (con NT=1) y 60% de herbívoros (con NT=2), dará un nivel trófico de  $1 + [(0.4 \cdot 1) + (0.6 \cdot 2)] = 2.6$ . La expresión matemática para el cálculo de NT queda representada de la siguiente forma:

$$NT_i = 1 + \sum_{j=1}^n DC_{ji} \cdot NT_j \quad \text{Ecuación (15)}$$

donde:

$NT_i$  = es el nivel trófico del grupo

$\sum_{j=1}^n DC_{ji}$  = es el promedio de las presas en la dieta j

$NT_j$  = es el nivel trófico de la presa i.

Este índice es adimensional e indica la posición que ocupan los grupos funcionales en la trama trófica. Al compararlo entre las épocas, podremos conocer si el papel que tenía ese grupo en el ecosistema ha cambiado entre épocas.

### 6.6.2. Índice de omnivoría

El índice de omnivoría propuesto por Pauly *et al.*, (1993) describe la diversidad de la dieta de un organismo y se calcula como la variancia de los niveles tróficos de las presas sobre las que actúa un consumidor.

$$IO_i = \sum_{j=1}^n \left( NT_j - (NT_i - 1) \right)^2 \cdot DC_{ij} \quad \text{Ecuación (16)}$$

donde:

$n$  = es el número de grupos en el sistema

$NT_j$  = es el nivel trófico de la presa  $j$

$NT_i$  = es el nivel trófico promedio de las presas

$DC_{ij}$  = es el promedio de las presas en la dieta  $j$ .

Un valor de cero indica que un depredador solo actúa en un nivel trófico, por lo que se le puede considerar como especialista, mientras que un valor mayor a cero indica que el depredador se alimenta en diferentes niveles tróficos.

### 6.6.3. Índice de superposición de nicho trófico

Este índice se utilizó para conocer si existe traslape entre los grupos dentro del ecosistema, principalmente por alimentación. Se determinó mediante el modelo de Pianka (1973) modificado por Christensen y Pauly (1996):

$$O_{jk} = \frac{\sum_{i=1}^n (P_{ji} \cdot P_{ki})}{\left( \sum_{i=1}^n (P_{ji}^2 + P_{ki}^2) / 2 \right)} \quad \text{Ecuación (17)}$$

donde:

$P_{ji}$  y  $P_{ki}$  = son las proporciones del recurso  $i$  usadas por las especies  $j$  y  $k$  respectivamente, en este caso la fracción de la presa  $i$  en la dieta de los consumidores  $j$  y  $k$ .

El índice es simétrico y sus valores oscilan entre 0 y 1, un valor igual a 0 indica que los grupos no comparten recursos y 1 indica un traslape total.

#### 6.6.4. Impacto trófico

Se desarrolló un algoritmo para evaluar los impactos tróficos directos e indirectos que ejerce cada grupo en los demás (Ulanowicz & Puccia, 1990). Este algoritmo se encuentra incorporado en Ecopath. El resultado produce una matriz de impactos tróficos. Esta matriz representa las interacciones entre grupos funcionales que impactan (i) y grupos impactados (j), donde los valores de los elementos de la matriz van desde -1 a 1 y representa los cambios proporcionales de cada grupo funcional ante un eventual incremento del grupo que impacta. Los valores de la matriz se calculan de la siguiente manera:

$$MTT_{ij} = DC_{ij} - FC_{ij} \quad \text{Ecuación (18)}$$

donde :

$MTT_{ij}$ = es el impacto trófico mixto

$DC$ = composición de la dieta expresada en la cantidad con la que contribuye j a la dieta i y

$FC_{ij}$ = es la proporción de las pérdidas dadas por la depredación sobre j debido al depredador i

#### 6.6.5. Índices de centralidad

En este estudio, se usaron índices de centralidad con base en la topología de redes, para complementar los indicadores de nivel de grupo funcional propuestos por el modelo Ecopath. Con la ayuda del programa Visone 2.5.1 se estimó el índice de grado ( $D_i$ ), cercanía ( $CC_i$ ) e intermediación ( $BC_i$ ) para cada grupo funcional y época, a partir de una matriz de consumo obtenida a través del modelo Ecopath. En los valores de los índices, se tomó en cuenta la intensidad de los flujos de consumo de cada grupo funcional (Anexo 1). El contraste de los índices entre épocas se realizó mediante sus porcentajes, con el objetivo de facilitar su comparación. La centralidad,

aplicada a la comunicación humana fue introducida por Bavelas (1948). Posteriormente, este concepto fue utilizado para tratar de explicar la integración política en un contexto de diversidad en la sociedad de la India (Cohn & Marriot, 1958). Por su parte, Pitts (1965) examinó las consecuencias para el desarrollo urbano de la centralidad en las vías de comunicación. En ecosistemas marinos, actualmente existen definiciones como las de Vasas & Jordán (2006) y Jordán *et al.*, (2006) que consideran que la sola posición de los grupos funcionales en una red trófica no basta. Por ello, resultó necesario incorporar los índices de centralidad para conocer además, que grupos se comunican con grupos que son considerados importantes en el ecosistema del sur de Sinaloa.

El índice de grado ( $D_i$ ) es la medida más simple de centralidad, dada por el número total de aristas o de conexiones (Izquierdo *et al.*, 2006), tanto como depredador o como presa para cada uno de los grupos funcionales incluidos en el modelo.

El índice de cercanía, se define como la capacidad de un vértice o nodo para transmitir su efecto a todos los elementos de red. El supuesto de este índice indica que, los miembros más centrales de la red son aquellos que se encuentran a una menor distancia del resto. Los valores más altos de este índice indican que existe una mayor facilidad de acceso al resto de los miembros de la red (Borgatti *et al.*, 2002). El índice se calcula de la siguiente manera:

$$C_c = \frac{N-1}{\sum_{j=1}^N d_{ij}} \quad \text{Ecuación (19)}$$

donde:

$N$ = corresponde al número de nodos (grupos funcionales) en la red

$\sum_{j=1}^N d_{ij}$ = es la suma de las distancias cortas (distancias geodésicas) entre nodos en la red.

El índice de intermediación mide el número de veces que aparece un nodo ( $i$ ) en las rutas cortas entre cada par de nodos ( $j$  y  $k$ ; Molina *et al.*, 2006). Es una medida que enfatiza el control de comunicación entre otros vértices (Koschutzki, 2008). Además, da una aproximación de la importancia de un grupo funcional como conector dentro de la red y su eliminación pudiera causar que muchos pares de nodos se desconectaran o que al menos la conexión entre ellos fuera más lejana (Medo & Smrek, 2008). Los nodos con un valor alto de intermediación son importantes y claves por ser los más centrales de la red o aquellos que vinculan subgrupos o bloques diferentes (subredes; Izquierdo & Hanneman, 2006). Se calcula como:

$$BC_i = \frac{\sum_{j < k} g_{jk(i)} / g_{jk}}{[(N-1)(N-2)/2]} \quad \text{Ecuación (20)}$$

donde:

$g_{jk}$ = es el número de rutas cortas en la red

$g_{jk}(i)$ = es el número de rutas cortas en las cuales  $i$  aparece

$N$ = es el número de nodos totales.

En cada uno de los índices, se realizó la comparación entre las dos épocas a través de la prueba pareada de Wilcoxon, ya que en todos los casos no se cumplió con el supuesto de normalidad al verificarlo con la prueba de Kolmogorov-Smirnov ( $p < 0.05$ ). Esta prueba, usa la diferencia de cada par de valores, independientemente de las diferentes variables que se tengan en el análisis. Con ello, se compara el antes (1994/95) y después (2006/07) en cada variable (Zar, 1996).

## 6.7. Indicadores del ecosistema

### 6.7.1. Estadísticas básicas

Se estimaron los flujos totales del ecosistema los cuales representan el tamaño del ecosistema en términos de flujos de biomasa (Ulanowicz, 1986). Estos flujos son estimados como la suma de los flujos de consumo, flujos de exportación (capturas pesqueras), flujos de respiración y flujos a detritus. De igual, debido que los datos de las estadísticas básicas del ecosistema fueron no paramétricos en las dos épocas, se realizó la comparación de cada par de valores entre las dos épocas a través de la prueba pareada de Wilcoxon, ya que no se cumplieron los supuestos de normalidad ( $p < 0.05$ ) según la prueba de Kolmogorov-Smirnov.

### 6.7.2. Análisis de redes

Se estimaron la Ascendencia (A), la Capacidad de desarrollo (C) y el Overhead ( $\Phi$ ), los cuales son indicadores que se utilizan para describir el desarrollo y crecimiento de los ecosistemas. Hirata y Ulanowicz (1984) y Ulanowicz y 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:

$$A = \sum_{i,j} T_{ij} \log \left( \frac{T_{ij} T_{..}}{T_{i.} T_{.j}} \right) \quad \text{Ecuación (21)}$$

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 el cual se expresa de la siguiente forma:

$$T_{..} = \sum_{i,j} T_{ij} \quad \text{Ecuación (22)}$$

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

$$\Phi = - \sum_{i,j} T_{ij} \log \left( \frac{T_{ij}^2}{T_{i.} T_{.j}} \right) \quad \text{Ecuación (23)}$$

La suma de la ascendencia del ecosistema y el overhead definen su capacidad total de desarrollo (C) y esta marca el límite superior teórico de la A. Se expresa de la siguiente forma:

$$C = A + \Phi \quad \text{Ecuación (24)}$$

Adicionalmente se evaluó el cociente A/C, que es considerado como un indicador de organización y desarrollo del ecosistema, O/A que es considerado como un indicador de resiliencia del ecosistema y O/C que es un indicador del potencial del ecosistema para su crecimiento.

Para tratar de conocer cuál es la contribución de cada grupo a la estructura y funcionamiento global del sistema, se consideró el aporte porcentual de cada grupo a la Ascendencia y Overhead globales.

Para conocer si existe una correlación entre el nivel trófico con la ascendencia y overhead de los grupos funcionales respectivamente, para cada una de las épocas, se utilizó una correlación de Spearman. Esta correlación oscila entre -1 a 1 indicado asociaciones positivas o negativas respectivamente, y 0, implica que no existe corrección entre las variables. Finalmente para determinar si el valor del coeficiente ( $r_s$ ) fue significativamente diferente de 0, se aplicó el estadístico  $t_s$  (Zar, 1996).

### 6.7.3. Agregación trófica

Adicionalmente, la estructura trófica fue agregada en niveles tróficos *sensu* Lindeman. Este procedimiento consiste en revertir la rutina para el cálculo de los niveles tróficos continuos atribuyendo la biomasa y los flujos de un grupo a otro, proporcionalmente al nivel trófico en que actúe y en el cual los flujos se llevan a cabo. La agregación de la estructura trófica es útil para calcular la biomasa, flujos a detritus y eficiencia de transferencia por nivel trófico.

### 6.8. Series ambientales del índice del PDO y del índice del BEST

Para describir el marco ambiental en que prevaleció cada época, se utilizaron los índices del PDO (Pacific Decadal Oscillation: disponible en <http://www.esrl.noaa.gov/psd/data/correlation/pdo.data>) y el índice BEST (Monthly Bivariate ENSO Time Series; disponible en <http://www.esrl.noaa.gov/psd/data/correlation/censo.long.data>) de la NOAA (National Oceanic Atmospheric Administration, por sus siglas en inglés) desde 1990 a 2010, Estos índices describen las condiciones ambientales en el Pacífico Norte y Pacífico tropical, respectivamente.

El PDO se encuentra con base en los patrones de variación de la temperatura superficial del mar del Pacífico Norte (Mantua *et al.*, 1997), en este estudio fueron analizadas las anomalías anuales del índice. El área de cobertura del PDO está delimitada entre los 60° N -20° S y 74° E -120° W. Este índice permite identificar fases cálidas ó frías las cuales pueden persistir por décadas.

El BEST es una serie bivariada del ENSO (El Niño Southern Oscillation) que incorpora la variabilidad de un componente atmosférico, el índice de oscilación de sur (SOI) y otro la temperatura superficial del mar en el Pacífico Central Oriental Tropical (la región de El Niño 3.4). El área geográfica que representa el índice está circunscrita en los 40° N -45° S y los 180° E -180° W. De igual manera se analizaron sus anomalías anuales. El SOI es una medida de las fluctuaciones de la presión del

aire que ocurre entre el oeste y este del Pacífico tropical durante episodios El Niño y La Niña y es calculado con base en las diferencias de las anomalías de presión del aire entre Tahití, en el Pacífico Central y Darwin, Australia (Trenberth, 1984).

Se utilizaron estos índices, debido a que se conoce que la temperatura es una de las variables principales en la modificación de la estructura y funcionamiento del ecosistema. El área de influencia de ambos índices es tal, que de alguna manera impacta la costa sur de Sinaloa.

## 7. RESULTADOS

### 7.1. Construcción del modelo

En lo referente a la época 2006/07, se analizaron 85 lances correspondientes a cinco viajes durante la temporada de pesca de camarón. La ictiofauna de la plataforma continental del sur de Sinaloa estuvo compuesta por 35 familias, 58 géneros y 76 especies, mismas que se agruparon en 19 grupos funcionales de peces. La biomasa promedio de la ictiofauna fue de  $0.91 \text{ t}\cdot\text{km}^2$ . Ocho grupos funcionales fueron los más abundantes: Gerreidae, Haemulidae, Ariidae, Sciaenidae, Carangidae, Pleuronectiformes, Centropomidae y Rajiformes, los cuales en conjunto suman más del 80% de la biomasa de ictiofauna. Los grupos de ictiofauna menos abundantes fueron Polynemidae/Mullidae, Mugilidae, Lutjanidae, Synodontidae, Serranidae, Tetraodontidae, Scorpaenidae/Triglidae y Scombridae (Tabla 6). Algunos de estos grupos tienen hábitos pelágicos y características morfológicas que les permiten evadir las redes de arrastre; otros en cambio tienen hábitos preferenciales sobre sistemas rocosos, donde difícilmente las redes pueden arrastrar.

En general, se detectan cambios de biomasa a través de toda la trama trófica. Los grupos más abundantes en ambas épocas fueron los productores primarios, Detritus, Zooplancton y Clupeidae. En contraste, la biomasa de 26 grupos funcionales de la época 2006/07 disminuyó (Figura 3). En la época 1994/95 los grupos menos abundantes fueron los de nivel trófico superior, Coryphaenidae, Synodontidae y Lutjanidae, mientras que en la época 2006/07 estos fueron los grupos Palinura, Stomatopoda, Gastropoda y Porifera con niveles tróficos bajos e intermedios.

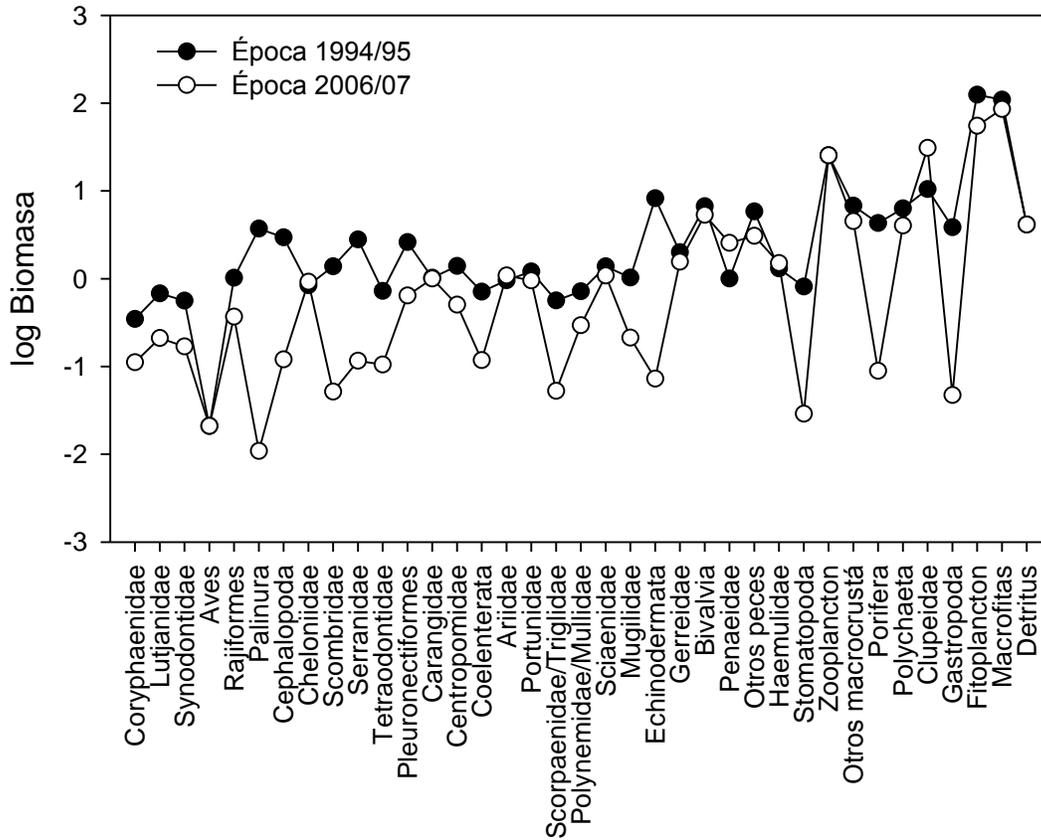


Figura 3. Cambios en la biomasa de los grupos funcionales de la plataforma continental del sur de Sinaloa entre las época 1994/95 y 2006/07. Valores derivados de modelos previamente balanceados.

Por otro lado, los parámetros de P/B de 16 grupos funcionales de peces calculados en este estudio, y los estimados por el modelo Ecopath de la época 2006/07, se contrastaron con estimaciones de 17 modelos tipo Ecopath de los cuales 12 corresponden a México (Figura 4). De igual forma, los parámetros de Q/B calculados en este estudio para el mismo número de grupos funcionales de peces y en el resto de los grupos, estimados por el modelo, se contrastaron con estimaciones de 26 modelos de ecosistemas, de los cuales 12 corresponden a México (Figura 1). Los modelos utilizados en dichas comparaciones pertenecen a plataformas continentales.

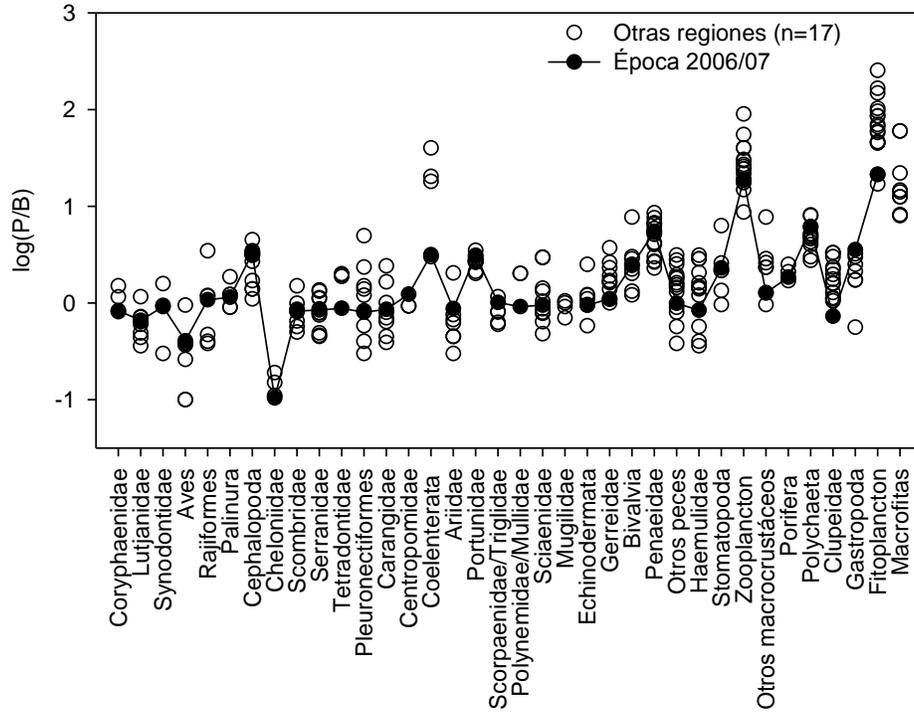


Figura 4. Distribución de valores de entrada de P/B para la construcción del modelo Ecopath del sur de Sinaloa para la época 2006/07.

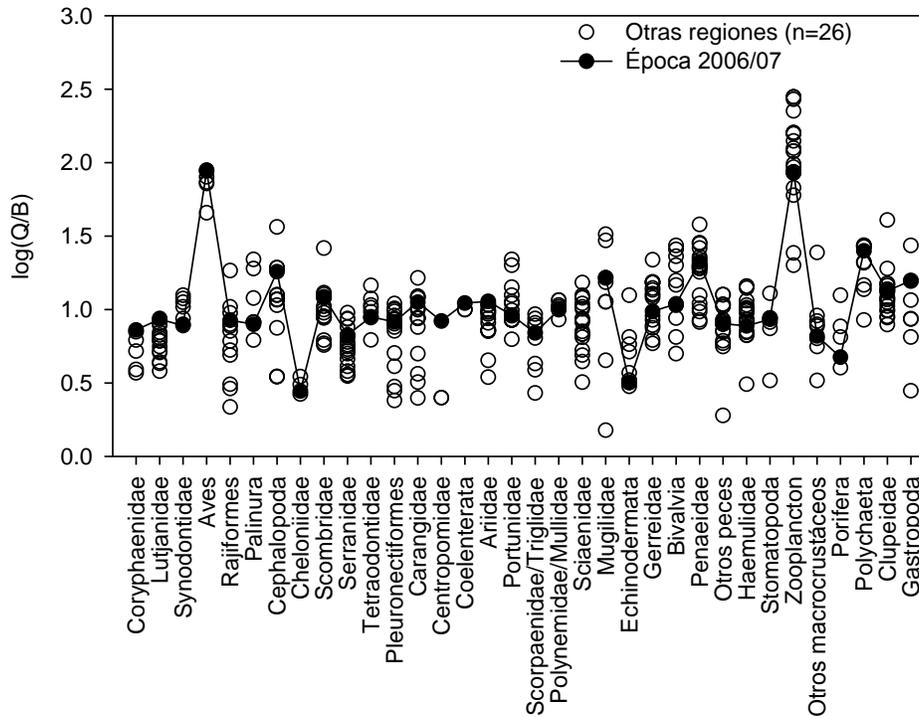


Figura 5. Distribución de valores de entrada de Q/B para la construcción del modelo Ecopath del sur de Sinaloa para la época 2006/07.

Al introducir los datos de entrada del modelo de la época 2006/07, se produjo un desbalance en 54% de los grupos funcionales (valores de EE superiores a 1). Algunos de los grupos que presentaron mayor desbalance fueron Cephalopoda, Otros macrocrustáceos, Gastropoda, Stomatopoda y Scombridae.

La EE cumplió la condición de  $0 < EE_i \leq 1$ ; los grupos que presentaron los valores más altos ( $>0.901$ ) fueron Pleuronectiformes, Carangidae, Tetraodontidae, Gerreidae, Polynemidae/Mullidae, Stomatopoda, Mugilidae y Palinura. Las Aves, Zooplancton y Detritus, por su parte, presentaron valores bajos de EE ( $<0.37$ ) lo cual implica que son poco depredados. La  $GE_i$ , se ajustó al intervalo de  $0.1 < GE_i \leq 0.3$ ; los coeficientes de Respiración/Asimilación (R/As) se ajustaron al intervalo de  $0 < R/As < 1$ , lo que sugiere que la asimilación no excede a la respiración.

El índice de pedigree, en ambas épocas fue de 0.57, lo que habla de que los modelos presentan una certidumbre media con respecto al origen de los datos de entrada al modelo, aumentando la robustez de las comparaciones a nivel de grupo funcional e indicadores de ecosistema.

Posterior al balance y optimización del modelo, se obtuvieron los datos de entrada. Algunos valores de los grupos funcionales, fueron calculados por el modelo Ecopath. Por ejemplo, la biomasa de grupos de invertebrados (Palinura, Coelenterata, Cephalopoda, Portunidae, Echinodermata, Bivalvia, Stomatopoda, Otros macrocrustáceos, Porifera, Polychaeta y Gastropoda), así como la de algunos peces (Coryphaenidae, Scombridae, Mugilidae y Otros peces) y tortugas. En la proporción P/B, solo el valor del grupo Lutjanidae fue calculado por el modelo. En cuanto a la proporción Q/B, en cuatro grupos (Pleuronectiformes, Sciaenidae, Mugilidae y Clupeidae) sus valores fueron calculados por el modelo. La  $EE_i$  de 16 grupos, fue calculada también por el modelo. Algunos grupos como Lutjanidae, Scombridae y Ariidae, presentaron captura tanto industrial como artesanal (Tabla 6) Se presenta la matriz de dieta final con pequeñas modificaciones en la proporción de algunos grupos, consecuencia del balance y optimización del modelo (Tabla 7).

Tabla 6. Datos de entrada del modelo del ecosistema del sur de Sinaloa en 2006/07. Los valores en negrita fueron calculados por Ecopath.

Grupo funcional	Biomasa t·km <sup>-2</sup>	P/B (anual)	Q/B (anual)	P/Q	EE	Capturas (t·km <sup>-2</sup> )	
						Industrial	Esc./Ribereña
Coryphaenidae	<b>(0.370)</b>	0.846	3.432	<b>(0.247)</b>	0.693	-	-
Lutjanidae	0.211	<b>(2.044)</b>	8.522	0.240	<b>(0.485)</b>	0.1023	0.0324
Synodontidae	0.153	0.919	7.885	<b>(0.117)</b>	<b>(0.598)</b>	0.0839	-
Aves	0.021	0.392	88.702	<b>(0.004)</b>	<b>(0.000)</b>	-	-
Rajiformes	0.376	0.942	7.023	<b>(0.134)</b>	<b>(0.522)</b>	0.1806	-
Palinura	<b>(0.011)</b>	0.929	7.577	<b>(0.123)</b>	0.915	0.0029	0.0047
Cephalopoda	<b>(9.866)</b>	0.102	2.696	<b>(0.038)</b>	0.540	0.0051	0.0539
Cheloniidae	<b>(0.120)</b>	1.202	7.275	<b>(0.165)</b>	0.747	-	-
Scombridae	<b>(0.017)</b>	4.508	17.979	<b>(0.251)</b>	0.860	0.0097	0.0355
Serranidae	0.139	1.186	11.947	<b>(0.099)</b>	<b>(0.750)</b>	0.0537	-
Tetraodontidae	0.112	1.736	9.771	<b>(0.178)</b>	<b>(0.933)</b>	0.0532	-
Pleuronectiformes	0.668	1.441	<b>(4.771)</b>	0.302	<b>(0.928)</b>	0.3131	-
Carangidae	1.036	0.876	10.400	<b>(0.084)</b>	<b>(0.902)</b>	0.4876	-
Centropomidae	0.473	1.139	5.053	<b>(0.225)</b>	<b>(0.469)</b>	0.2446	0.0084
Coelenterata	<b>(1.068)</b>	3.175	10.991	<b>(0.289)</b>	0.840	-	-
Ariidae	1.130	0.812	8.482	<b>(0.096)</b>	<b>(0.685)</b>	0.527	0.0277
Portunidae	<b>(0.934)</b>	2.559	6.585	<b>(0.389)</b>	0.815	0.8339	0.3076
Scorpaenidae/Triglidae	0.053	0.992	7.550	<b>(0.131)</b>	<b>(0.877)</b>	0.0271	-
Polynemidae/Mullidae	0.311	0.920	8.510	<b>(0.108)</b>	<b>(0.905)</b>	0.1417	-
Sciaenidae	1.105	1.046	<b>(6.229)</b>	0.168	<b>(0.654)</b>	0.5249	-
Mugilidae	<b>(0.266)</b>	0.938	<b>(16.538)</b>	0.057	0.977	0.0067	0.0621
Echinodermata	<b>(0.078)</b>	1.035	3.378	<b>(0.306)</b>	0.800	0.0056	-
Gerreidae	1.497	0.985	9.387	<b>(0.105)</b>	<b>(0.940)</b>	0.7552	0.2003
Bivalvia	<b>(5.130)</b>	2.653	10.671	<b>(0.249)</b>	0.595	-	0.0565
Penaeidae	2.487	5.261	20.217	<b>(0.260)</b>	<b>(0.796)</b>	-	1.925
Otros peces	<b>(3.001)</b>	1.543	7.407	<b>(0.208)</b>	0.889	0.3566	0.0283
Haemulidae	1.494	0.974	7.386	<b>(0.132)</b>	<b>(0.560)</b>	0.7316	-
Stomatopoda	<b>(0.029)</b>	2.319	9.339	<b>(0.248)</b>	0.937	0.0046	-
Zooplankton	22.393	18.945	87.806	<b>(0.216)</b>	0.362	-	-
Otros macrocrustáceos	<b>(5.202)</b>	1.289	6.229	<b>(0.207)</b>	0.920	0.0553	-
Porifera	<b>(0.100)</b>	1.885	4.947	<b>(0.381)</b>	0.756	-	-
Polychaeta	<b>(4.201)</b>	5.898	26.576	<b>(0.222)</b>	0.773	-	-
Clupeidae	<b>(30.671)</b>	0.907	<b>(15.089)</b>	0.060	0.871	0.0778	3.2829
Gastropoda	<b>(0.046)</b>	3.433	16.450	<b>(0.209)</b>	0.818	0.002	0.0013
Fitoplancton	59.621	35.559	-	-	0.751	-	-
Macrofitas	87.467	7.178	-	-	0.814	-	-
Detritus	4.119	-	-	-	0.328	-	-

Tabla 7. Matriz de dieta con modelo balanceado del ecosistema del sur de Sinaloa en 2006/07.

Presa/Depredador	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1 Coryphaenidae	0.028								0.022				0.016
2 Lutjanidae		0.042											
3 Synodontidae													
4 Aves													
5 Rajiformes													
6 Palinura													
7 Cephalopoda	0.002	0.014	0.006	0.005	0.025		0.004			0.015		0.008	0.012
8 Cheloniidae				0.029									
9 Scombridae	0.005		0.001										
10 Serranidae	0.014					0.081						0.017	
11 Tetraodontidae	0.052		0.038					0.019					
12 Pleuronectiformes		0.05	0.115									0.05	
13 Carangidae	0.076			0.126									
14 Centropomidae													
15 Coelenterata							0.083	0.052			0.091		
16 Ariidae	0.058												
17 Portunidae	0.042	0.103			0.075			0.042					
18 Scorpaenidae/Triglidae	0.015												
19 Polynemidae/Mullidae			0.097										
20 Sciaenidae	0.057											0.05	
21 Mugilidae	0.065	0.052											
22 Equinodermata						0.04							
23 Gerreidae	0.339												
24 Bivalvia		0.421				0.568		0.068		0.106	0.443	0.033	
25 Penaeidae	0.042	0.114	0.075		0.288		0.072	0.052		0.391		0.083	0.015
26 Otros peces	0.08		0.187	0.2	0.067			0.16	0.349	0.301		0.09	0.023
27 Haemulidae	0.066												
28 Stomatopoda	0.002	0.00048			0.015			0.001		0.00091		0.00036	
29 Zooplancton				0.25	0.226		0.623	0.493			0.099		0.013
30 Otros macrocrustáceos	0.015	0.081	0.021		0.083	0.164		0.045		0.129	0.076	0.042	0.018
31 Porifera											0.078		
32 Polychaeta					0.22						0.105		
33 Clupeidae	0.044	0.062	0.461	0.389			0.218		0.629			0.533	0.891
34 Gastropoda						0.039		0.00076			0.002		
35 Fitoplancton													
36 Macrofitas						0.108		0.065			0.106		
37 Detritus		0.061								0.056		0.095	0.012

Tabla 7. Continuación...

Presa/Depredador	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
1 Coryphaenidae													
2 Lutjanidae													
3 Synodontidae													
4 Aves													
5 Rajiformes													
6 Palinura									0.008				0.003
7 Cephalopoda	0.005		0.005		0.017	0.008							
8 Cheloniidae													
9 Scombridae													
10 Serranidae													
11 Tetraodontidae													
12 Pleuronectiformes						0.073							
13 Carangidae													
14 Centropomidae													
15 Coelenterata		0.042											
16 Ariidae													
17 Portunidae			0.01	0.039									
18 Scorpaenidae/Triglidae													
19 Polynemidae/Mullidae													
20 Sciaenidae													
21 Mugilidae													
22 Equinodermata			0.004						0.05				
23 Gerreidae													
24 Bivalvia			0.105	0.207				0.081	0.017	0.236			
25 Penaeidae	0.541			0.114	0.611		0.306		0.008				
26 Otros peces	0.137		0.018	0.072			0.031			0.028			
27 Haemulidae													
28 Stomatopoda	0.001					0.001							0.00024
29 Zooplankton		0.844						0.086	0.01		0.212		0.163
30 Otros macrocrustáceos	0.034		0.018	0.109	0.026	0.093	0.039	0.004	0.006	0.013		0.004	
31 Porifera									0.217				
32 Polychaeta			0.556	0.119				0.198	0.015			0.188	
33 Clupeidae	0.139		0.07			0.425							
34 Gastropoda				0.018		0.00057		0.00046	0.02				
35 Fitoplancton								0.139	0.003		0.372	0.14	
36 Macrofitas				0.15					0.531	0.012	0.071	0.112	
37 Detritus	0.142	0.114	0.215	0.172	0.346	0.4	0.624	0.492	0.116	0.711	0.344	0.555	0.834

Tabla 7. Continuación...

Presa/Depredador	27	28	29	30	31	32	33	34
1 Coryphaenidae								
2 Lutjanidae								
3 Synodontidae								
4 Aves								
5 Rajiformes		0.015						
6 Palinura								
7 Cephalopoda	0.00096							
8 Cheloniidae								
9 Scombridae								
10 Serranidae								
11 Tetraodontidae								
12 Pleuronectiformes								
13 Carangidae								
14 Centropomidae								
15 Coelenterata								
16 Ariidae								
17 Portunidae								
18 Scorpaenidae/Triglidae								
19 Polynemidae/Mullidae								
20 Sciaenidae								
21 Mugilidae								
22 Equinodermata	0.00021							
23 Gerreidae								
24 Bivalvia	0.042							
25 Penaeidae								
26 Otros peces		0.072						
27 Haemulidae								
28 Stomatopoda								
29 Zooplankton	0.027		0.056		0.019			
30 Otros macrocrustáceos	0.01		0.000093	0.054		0.002	0.002	
31 Porifera								
32 Polychaeta	0.048					0.014		
33 Clupeidae								
34 Gastropoda								
35 Fitoplancton			0.792	0.213	0.01			
36 Macrofitas				0.733	0.084	0.126	0.998	0.57
37 Detritus	0.873	0.913	0.152		0.887	0.859		0.43

## 7.2. Indicadores a nivel de grupo funcional

Se considera que los grupos del ecosistema de la época 2006/07 estuvieron ocupando cuatro niveles tróficos. Un nivel trófico basal (NT=1) representado por los productores primarios (Fitoplancton y Macrofitas) y detritus, hasta los niveles tróficos superiores, donde se ubican los depredadores tales como Coryphaenidae (NT=3.49), Lutjanidae (NT=3.28), Synodontidae (NT=3.28) y Aves (NT=3.22). En la parte inferior de la trama trófica se encuentran algunos grupos de peces como Clupeidae (NT=2.00), Haemulidae (NT=2.14), Otros peces (NT=2.18), Gerreidae (NT=2.34), Mugilidae (NT=2.4) y Sciaenidae (NT=2.44). La mayoría de los invertebrados se encuentran en niveles tróficos bajos, como por ejemplo Polychaeta (NT=2.02), Porifera (NT=2.02), Otros macrocrustáceos (NT=2.06), Zooplancton (NT=2.06) y Stomatopoda (NT=2.12), con excepción del grupo Cephalopoda (NT=3.13) el cual se ubica en un nivel trófico relativamente alto.

El contraste del nivel trófico de cada grupo funcional entre las épocas, mostró que en 2006/07, 17 grupos disminuyeron su nivel trófico respecto a los de la época 1994/95, con excepción del grupo Palinura, Portunidae, Mugilidae y Rajiformes, los cuales presentaron un incremento relativo. En la época 1994/95 los depredadores Coryphaenidae y Synodontidae se ubicaban en un nivel trófico más alto (de NT=4.16 y NT=4.10 respectivamente), mientras que en la parte inferior de la trama trófica no hubo cambios importantes. El grupo Penaeidae (camarones comerciales), tuvo un ligero incremento en su nivel trófico de NT=2.02 a NT=2.20 a pesar de ser considerada la misma dieta en ambas épocas (Figura 6).

De manera general, el índice de omnivoría del sistema disminuyó relativamente entre épocas, de IO=0.2 en 1994/95 a IO=0.14 en 2006/07. Este índice fue mayor para los grupos de niveles tróficos 2 y 3, con valores de IO=0.26 a IO=0.39. Los depredadores Coryphaenidae y Aves presentaron valores bajos de omnivoría (IO=0.13) cada uno, a excepción de Lutjanidae (IO=0.22). Los valores más bajos de dicho índice fueron para los grupos Clupeidae (IO=0.0019), Polychaeta (IO=0.015),

Carangidae (IO=0.023), Porifera (IO=0.027), Scombridae (IO=0.046), Otros macrocrustáceos (IO=0.052), Zooplancton (IO=0.060) y Cephalopoda (IO=0.077).

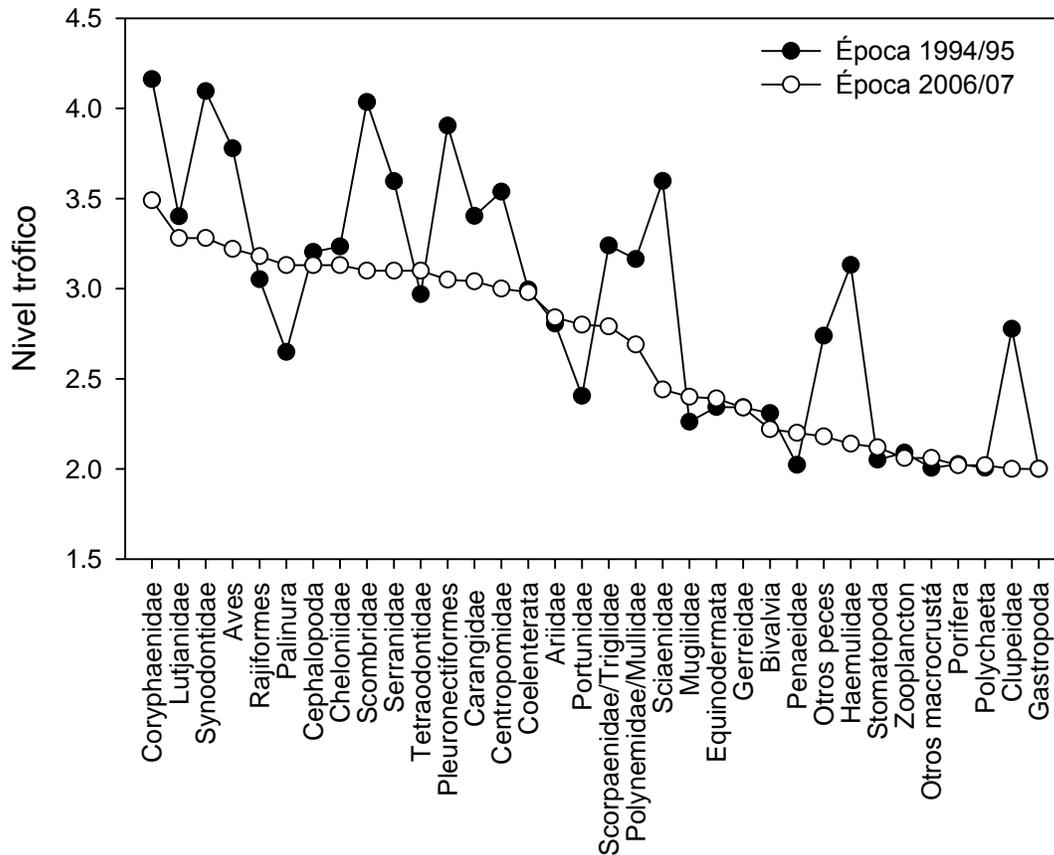


Figura 6. Nivel trófico de los grupos funcionales entra las épocas 1994/95 y 2006/07 para la plataforma continental del sur de Sinaloa.

Los grupos que presentaron un mayor gasto metabólico (respiración) son Zooplancton y Clupeidae (Tabla 8). De la misma manera, los grupos que aportaron los mayores flujos a detritus fueron los grupos de niveles tróficos inferiores (Zooplancton y Fitoplancton seguidos de Clupeidae y Polychaeta). Respecto a la proporción P/Q, no existe una relación aparente con el nivel trófico, debido a que un mismo nivel trófico puede tener valores altos y bajos. Sin embargo, es común que valores altos se presenten en niveles tróficos bajos y valores bajos en niveles tróficos altos lo cual puede ser debido principalmente a que presentan tasas de consumo más rápidas.

Tabla 8. Indicadores ecológicos para los grupos funcionales incluidos en el modelo del ecosistema del sur de Sinaloa en 2006/07.

Grupo	Nivel trófico	*Producción	*Respiración	*Asimilación	*Flujos a Detritus	Índice de Omnivoría	P/Q	R/A	P/R
Coryphaenidae	3.49	0.3135	0.703	1.016	0.350	0.131	0.247	0.692	0.446
Lutjanidae	3.28	0.4323	1.01	1.442	0.583	0.221	0.240	0.700	0.428
Synodontidae	3.28	0.1407	0.823	0.964	0.297	0.154	0.117	0.854	0.171
Aves	3.22	0.0089	1.481	1.49	0.381	0.138	0.004	0.994	0.006
Rajiformes	3.18	0.3547	1.756	2.11	0.697	0.063	0.134	0.832	0.202
Palinura	3.13	0.0105	0.058	0.068	0.018	0.227	0.123	0.847	0.181
Cephalopoda	3.13	1.0136	20.272	21.277	5.781	0.070	0.038	0.953	0.05
Cheloniidae	3.13	0.1443	0.555	0.7	0.212	0.162	0.165	0.793	0.26
Scombridae	3.10	0.0772	0.169	0.246	0.072	0.051	0.251	0.687	0.457
Serranidae	3.10	0.1649	1.161	1.325	0.372	0.091	0.099	0.876	0.142
Tetraodontidae	3.10	0.1947	0.683	0.878	0.233	0.207	0.178	0.778	0.285
Pleuronectiformes	3.05	0.9611	1.586	2.548	0.706	0.196	0.302	0.622	0.606
Carangidae	3.04	0.9103	7.714	8.622	2.245	0.064	0.084	0.895	0.118
Centropomidae	3.00	0.5386	1.374	1.913	0.764	0.174	0.225	0.718	0.392
Coelenterata	2.98	3.3906	6.001	9.393	2.892	0.157	0.289	0.639	0.565
Ariidae	2.84	0.9177	6.748	7.665	2.205	0.208	0.096	0.880	0.136
Portunidae	2.80	2.3874	2.529	4.917	1.670	0.324	0.389	0.514	0.944
Scorpaenidae/Triglidae	2.79	0.0522	0.265	0.317	0.086	0.349	0.131	0.836	0.197
Polynemidae/Mullidae	2.69	0.2853	1.829	2.114	0.556	0.396	0.108	0.865	0.156
Sciaenidae	2.44	1.1576	4.352	5.508	1.777	0.327	0.168	0.790	0.266
Mugilidae	2.40	0.2487	3.273	3.522	0.886	0.270	0.057	0.929	0.076
Equinodermata	2.39	0.0807	0.13	0.21	0.069	0.295	0.306	0.617	0.621
Gerreidae	2.34	1.4751	9.769	11.244	2.900	0.295	0.105	0.869	0.151
Bivalvia	2.22	13.6116	30.181	43.79	16.453	0.188	0.249	0.689	0.451
Penaeidae	2.20	13.0839	27.145	40.231	12.734	0.161	0.260	0.675	0.482
Otros peces	2.18	4.6288	13.15	17.78	4.959	0.163	0.208	0.740	0.352
Haemulidae	2.14	1.4521	7.371	8.826	2.846	0.138	0.132	0.835	0.197
Stomatopoda	2.12	0.0671	0.149	0.217	0.058	0.158	0.248	0.690	0.45
Zooplankton	2.06	423.8843	1148.738	1572.978	663.899	0.059	0.216	0.730	0.369
Otros macrocrustáceos	2.06	6.7067	19.217	25.92	7.019	0.057	0.207	0.741	0.349
Porifera	2.02	0.1884	0.207	0.395	0.145	0.021	0.381	0.524	0.91
Polychaeta	2.02	24.7834	64.54	89.319	27.957	0.016	0.222	0.723	0.384
Clupeidae	2.00	27.7359	342.418	370.225	96.133	0.002	0.060	0.925	0.081
Gastropoda	2.00	0.1596	0.452	0.611	0.182	0.000	0.209	0.739	0.353
Fitoplancton	1.00	0.0000	0	-	527.749	0.000	-	-	-
Macrofitas	1.00	0.0000	0	-	116.760	0.000	-	-	-
Detritus	1.00	-	0	-	0.000	0.300	-	-	-

### 7.2.1. Interacciones tróficas de los grupos funcionales

En ambas épocas, las interacciones tróficas se encontraron repartidas heterogéneamente a lo largo de la trama trófica. Se presenta un mayor número de interacciones tróficas altas ( $0.8 \leq O_{ij} \leq 1$ ) en la época 2006/07, lo que sugiere mayor superposición de nicho trófico por el uso de presas similares. Se encontraron diferencias entre los grupos que presentan alta superposición de nicho entre las dos épocas. Se aprecia que en la época 1994/95 la superposición de nicho más alta, se presentó en los depredadores superiores. Ejemplos de ellos son los grupos Palinura y Cheloniidae ( $O_{ij}=0.98$ ), Coryphaenidae y Synodontidae ( $O_{ij}=0.89$ ), mientras que superposición de nicho moderadas se presentaron entre los grupos Rajiformes y Scombridae ( $O_{ij}=0.66$ ), Pleuronectiformes y Sciaenidae ( $O_{ij}=0.66$ ) y Rajiformes y Cephalopoda ( $O_{ij}=0.55$ ). Por su parte, en la época 2006/07 superposición de nicho trófica más alta se encontró en depredadores de niveles tróficos intermedios a bajos (desde Scombridae NT=3.10 a Haemulidae NT=2.14). Esto se observa en los grupos Ariidae y Haemulidae ( $O_{ij}=1$ ), Scorpaenidae/Triglidae y Gerreidae ( $O_{ij}=1$ ), Serranidae y Sciaenidae ( $O_{ij}=0.98$ ), Scombridae y Ariidae ( $O_{ij}=0.96$ ) y Scombridae y Tetraodontidae ( $O_{ij}=0.88$ ). En la época 1994/95, en la parte inferior de la trama trófica, el mayor traslape se presentó en los depredadores Bivalvia y Gastropoda ( $O_{ij}=0.91$ ), y Penaeidae y Stomatopoda ( $O_{ij}=0.72$ ), mientras que en 2006/07 el mayor traslape se presentó en los depredadores Gerreidae y Haemulidae ( $O_{ij}=1$ ; Figura 7).

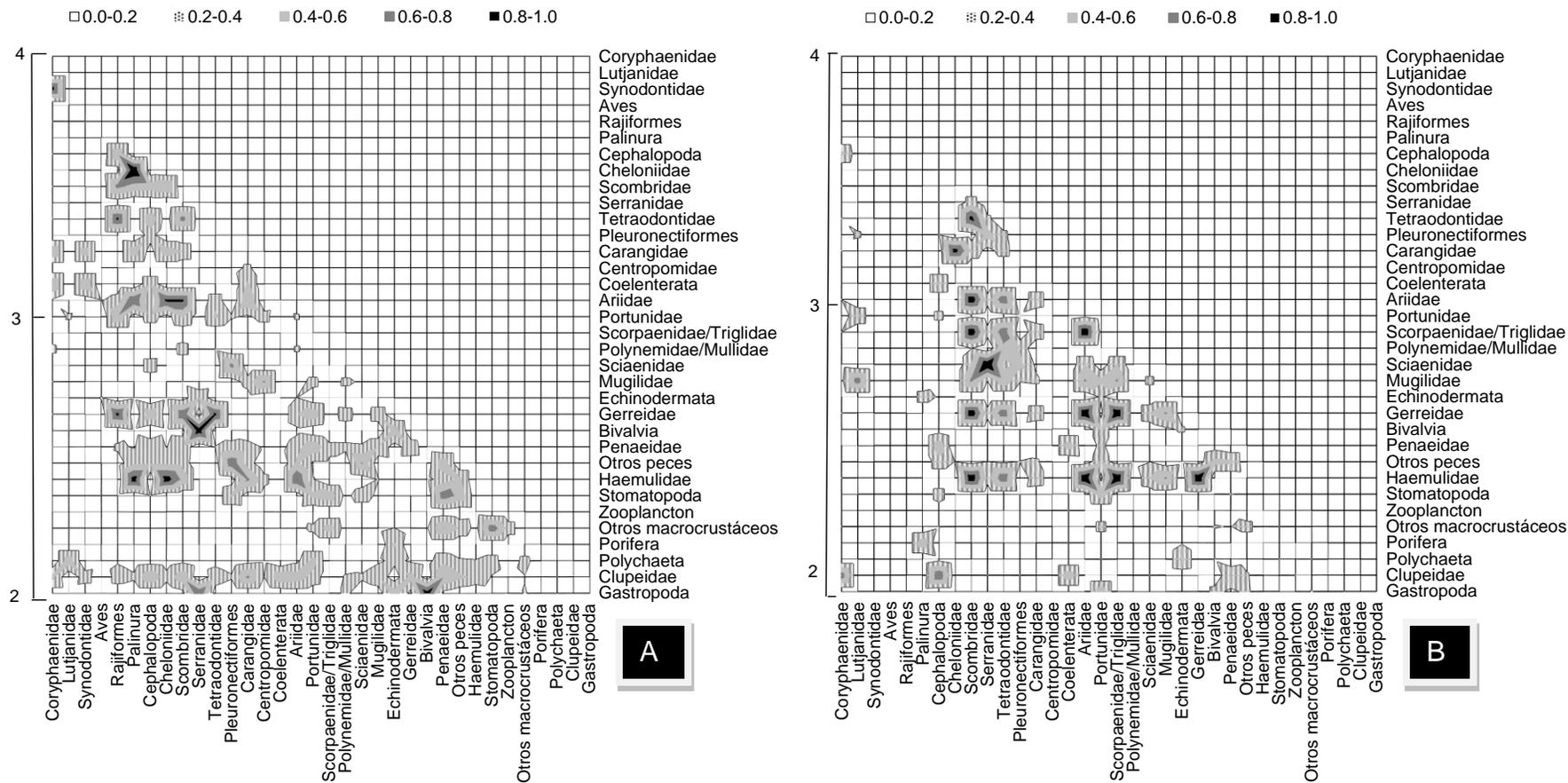


Figura 7. Superposición de nicho trófico en los grupos depredadores. En ambos casos, los grupos están ordenados de izquierda a derecha y de arriba hacia abajo de mayor a menor nivel trófico de acuerdo a la época 2006/07. El gráfico A corresponde al ecosistema de la época 1994/95 y el gráfico B a la época 2006/07.

En las dos épocas, existe una mayor frecuencia de impactos tróficos negativos (Figura 8). En la época 1994/95 la suma de impactos tróficos positivos de todos los grupos, incluidas las pesquerías, es de 32.5 y la suma de impactos negativos es de 42.9. En la época 2006/07, la suma de impactos tróficos positivos es de 35.2, mientras que la suma de impactos negativos es de 51.4. Se observa la importancia del detritus en las dos épocas, debido a que en 1994/95 presentó 17.7% del total de impactos positivos, y en 2006/07 presentó 18%. Además, en las dos épocas generó impactos tróficos positivos sobre 74% de los grupos funcionales, principalmente en grupos que utilizan este recurso como estomatópodos y camarones. En las dos épocas, los grupos de productores primarios (Fitoplancton y Macrofitas) y Clupeidae presentaron un mayor porcentaje de impactos positivos y sólo difieren en un grupo. En 1994/95, los productores primarios sumaron 15.6% de estos impactos, seguidos de Otros peces (8.1%) y de Clupeidae (6.7%), mientras que en la época 2006/07 los productores primarios sumaron 13%, seguidos de Penaeidae (8.1%) y de Clupeidae (5%). En las dos épocas, los depredadores superiores Coryphaenidae, Lutjanidae y Synodontidae generan impactos positivos relativamente bajos, la suma de estos impactos es de 2.4% en 1994/95 y en 2006/07 es de 3%.

Por otro lado, en la época 1994/95 los grupos que presentaron un mayor porcentaje de impactos tróficos negativos fueron los grupos Otros peces con 7.7%, Zooplancton con 6.9%, Scombridae con 5.4%, Palinura con 5.1% y Pleuronectiformes con 4.2%. En la época 2006/07 fueron los grupos Penaeidae con 11.9%, Zooplancton con 5.7% y Clupeidae con 5.1%. Los grupos de Detritus y productores primarios generaron impactos tróficos negativos relativamente bajos, apenas fueron del 7% en cada una de las épocas. De la misma forma, los depredadores superiores Coryphaenidae, Lutjanidae y Synodontidae generaron impactos tróficos negativos bajos, estos fueron de 3.9% en 1994/95 y de 6.9% en 2006/07.

El análisis de las pesquería de Escama/Ribereña e Industrial de camarón, mostró que la primera presentó impactos negativos similares en las dos épocas, con 3.6% del total del estos impactos en 1994/95 principalmente sobre Lutjanidae,

Scombridae, Portunidae y Mugilidae, y con 4% en 2006/07 principalmente sobre Palinura y Scombridae. Estos impactos son menores que los ocasionados por la depredación de algunos grupos, lo cual resulta importante porque refleja que la captura de organismos que se encuentran dentro de los grupos Lutjanidae, Scombridae y Bivalvia, por ejemplo, no afectan las biomásas de los otros grupos en el ecosistema del sur de Sinaloa. Por otra parte, la segunda pesquería en la época 1994/95 sumó 1% del total de impactos negativos en el ecosistema, lo que representa impactos tróficos relativamente bajos sobre las poblaciones de los grupos que son descartados. Sin embargo, en la época 2006/07 los impactos tróficos negativos ocasionados por la pesquería se incrementaron en un 79% y generó 17.8% de total de impactos tróficos negativos, incluso estos fueron mayores que los ocasionados por la depredación de los demás grupos funcionales incluidos en el modelo.

En las dos épocas se identificó el efecto conocido como cascada trófica. Por ejemplo, en la época 1994/95 el fuerte impacto negativo de Pleuronectiformes sobre Sciaenidae, favorece a Centropomidae. Otro ejemplo, es el impacto de Sciaenidae sobre Centropomidae, el cual le favorece a Clupeidae, presa principal de Centropomidae. En la época 2006/07, el grupo Carangidae impactó de manera negativa al grupo Equinodermata, disminuyendo el efecto que tienen éstos sobre las Macrofitas. Consecuentemente, el grupo Carangidae tiene un impacto positivo en el grupo Macrofitas de forma indirecta. Otro ejemplo de este efecto es el caso del grupo Polynemidae/Mullidae, que ejerce un efecto negativo sobre el grupo Clupeidae, pero al mismo tiempo un efecto positivo sobre el grupo Macrofitas, alimento clave para el grupo Clupeidae.

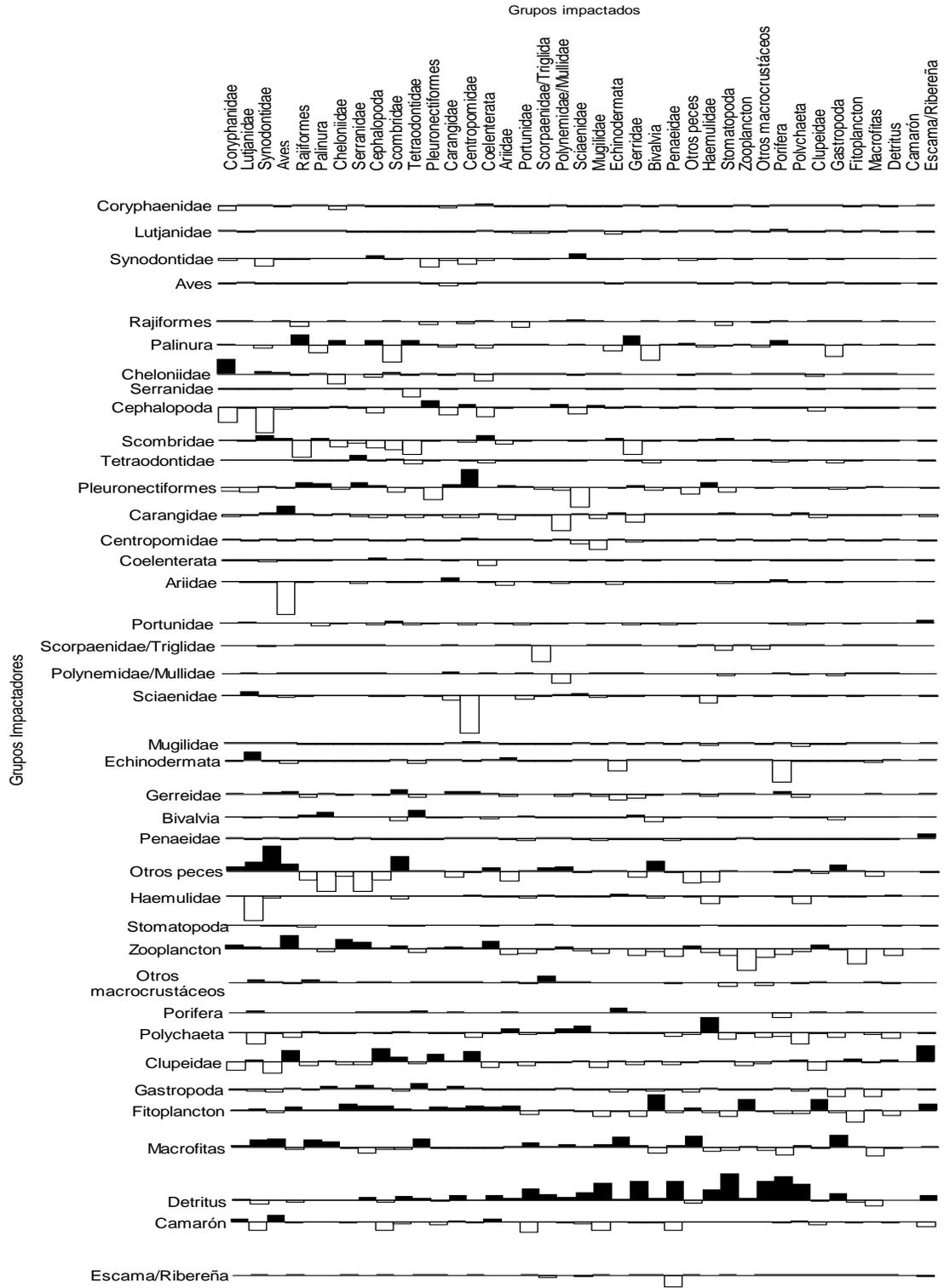


Figura 8. Impactos tróficos entre los grupos funcionales del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, en la época 1994/95. Grupos ordenados por nivel trófico, se incluyen los impactos de la flota industrial (camaronera) y la de Escama/Ribereña. Barras en negro impactos positivos y en blanco, negativos.

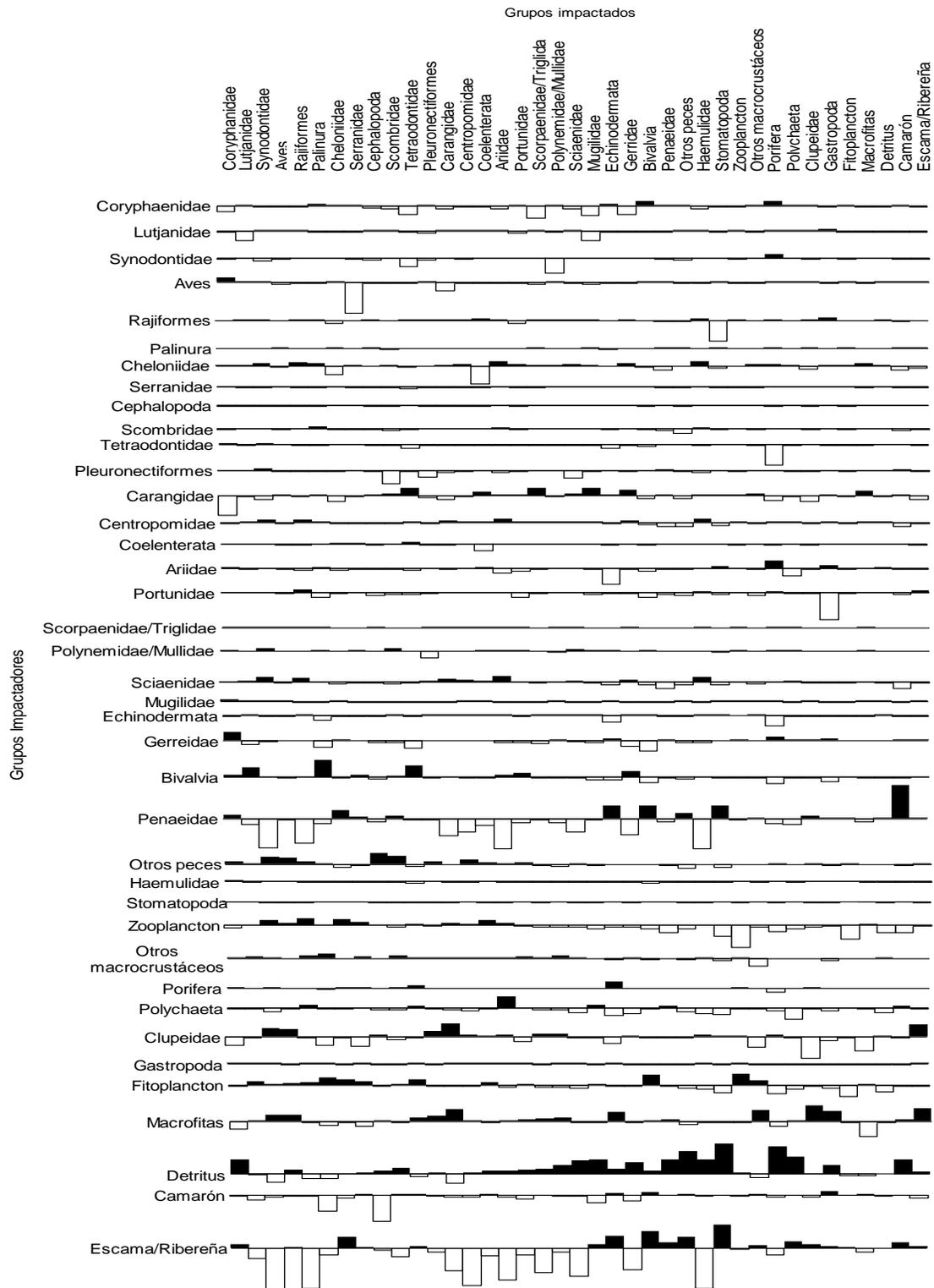


Figura 9. Impactos tróficos entre los grupos funcionales del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa en la época 2006/07. Grupos ordenados por nivel trófico, se incluyen los impactos de la flota industrial (camaronera) y la de Escama/Ribereña. Barras en negro impactos positivos y en blanco, negativos.

### 7.2.2. Índices de centralidad

El análisis mostró evidencias de que existen diferencias significativas en el índice de grado entre las dos épocas ( $p < 0.01$ ). A pesar de ello, las épocas comparten cuatro grupos dentro de los primeros cinco con el mayor porcentaje de grado, pero el arreglo de los grupos siguientes es distinto. En la época 1994/95, los grupos con el mayor porcentaje de grado fueron Zooplancton (41.8%), Fitoplancton (28.8%), Detritus (10%), Clupeidae (3.1%) y Polychaeta (3%). De la misma forma, en la época 2006/07, los grupos con el mayor porcentaje de grado fueron Zooplancton (37.2%), Fitoplancton (27.9%), Macrofitas (9.3%), Clupeidae (8.8%) y Detritus (8.6%). Se considera que los grupos mencionados para cada época, son los que presentaron el mayor número de conexiones (como depredador o como presa) en la zona de estudio (Figura 10). El grupo de camarones presentó una importancia relativamente baja en cuanto al índice de grado en ambas épocas (1994/95=0.3% y 2006/07=1%; Figura 10).

Por su parte, el índice de cercanía mostró evidencias de que existen diferencias significativas en el índice de cercanía entre las épocas ( $p < 0.01$ ). Sin embargo, las dos épocas comparten cuatro grupos dentro de los primeros cinco con el mayor porcentaje, el resto de los grupos, presentan un arreglo distinto. Para la época 1994/95, los grupos con los mayores porcentajes fueron Otros macrocrustáceos (5.6%), Zooplancton (5%), Macrofitas (4.7%), Detritus (4.7%) y Polychaeta (4.4%). En la época 2006/07, los grupos con el mayor porcentaje fueron Otros macrocrustáceos (9%), Detritus (8.6%), Macrofitas (6.7%), Fitoplancton (6.3%) y Zooplancton (6.3%). Estos grupos son los que presentan la mayor capacidad para tener efectos tróficos sobre el resto de la red trófica (Figura 11).

Por último, se encontraron evidencias de que existen diferencias significativas en el índice de intermediación entre épocas ( $p < 0.01$ ). Lo anterior corrobora, que dentro de los primeros cinco grupos con el mayor porcentaje de cada época, solo uno sea común (Rajiformes), el resto, presentó un arreglo

distinto. En la época 1994/95, los grupos con los mayores porcentajes fueron Pleuronectiformes (25.4%), Otros peces (17.3%), Sciaenidae (12.9%), Rajiformes (10.8%) y Cheloniidae (5.2%). Respecto a la época 2006/07, los grupos con los mayores porcentajes fueron Rajiformes (9.9%), Stomatopoda (7.7%), Serranidae (2.3%), Echinodermata (2%) y Portunidae (1.2%). Estos grupos son considerados como importantes debido a que aparecen con mayor frecuencia en las rutas tróficas del ecosistema (Figura 12).

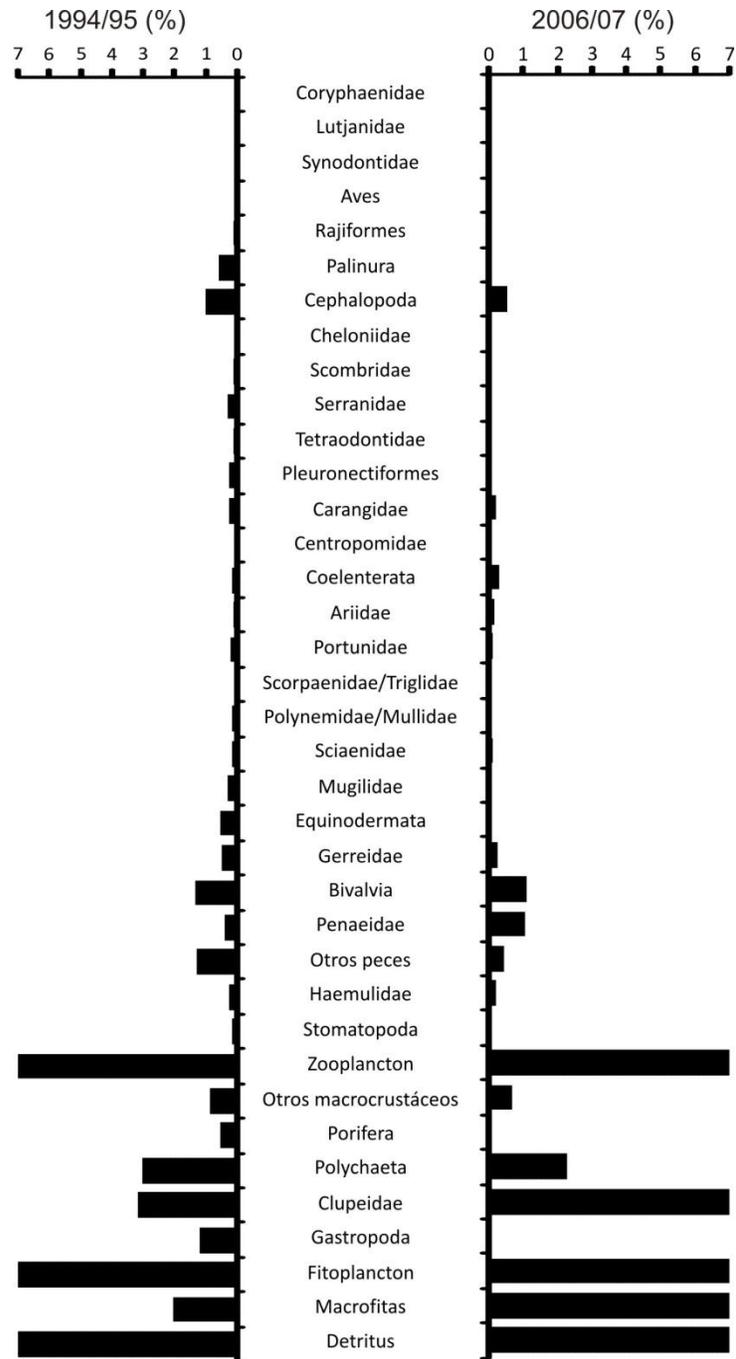


Figura 10. Comparación del índice de grado de los grupos funcionales del ecosistema del sur de Sinaloa entre las épocas 1994/95 y 2006/07. Los valores en porcentajes se refieren al número de conexiones de cada grupo respecto al total de conexiones.

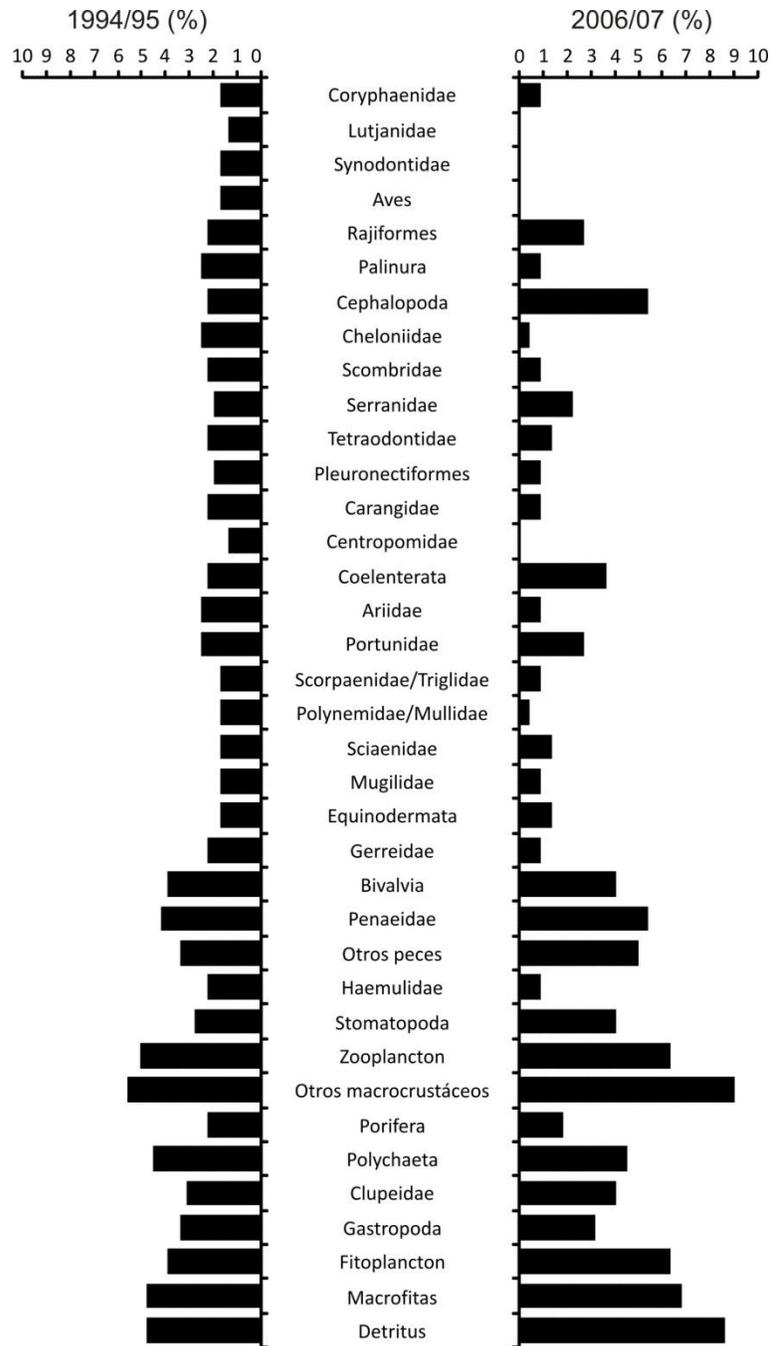


Figura 11. Comparación del índice de cercanía de los grupos funcionales del ecosistema del sur de Sinaloa entre las épocas 1994/95 y 2006/07. Los valores en porcentajes se refieren al valor del índice de cercanía de cada grupo respecto a la suma de todos los grupos.

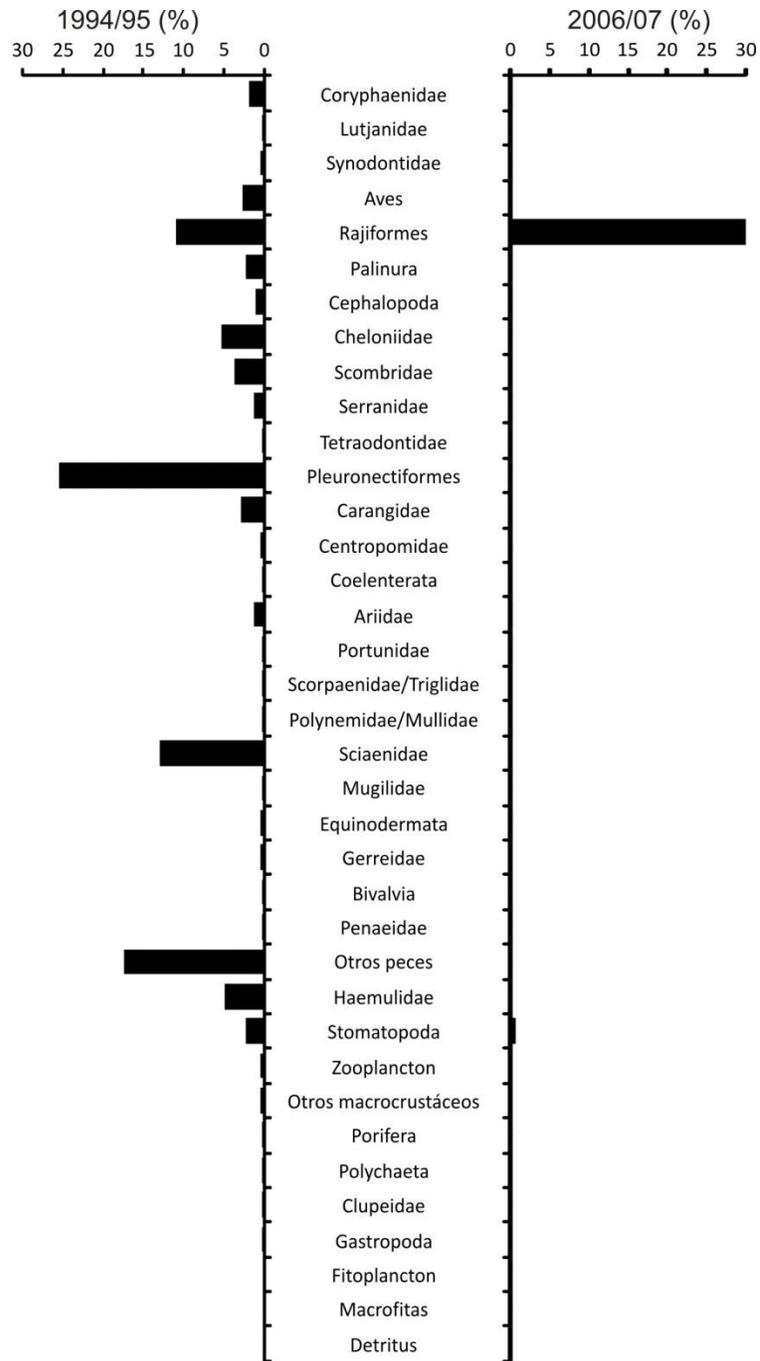


Figura 12. Comparación del índice de intermediación de los grupos funcionales del ecosistema del sur de Sinaloa entre las épocas 1994/95 y 2006/07. Los valores expresados en porcentajes se refieren al valor del índice de intermediación de cada grupo respecto a la suma de cada grupo.

### **7.3. Indicadores a nivel de ecosistema**

#### **7.3.1. Estadísticas básicas del ecosistema**

El análisis estadístico mostró evidencias suficientes de que existen diferencias significativas en las estadísticas básicas del ecosistema entre las épocas ( $p < 0.05$ ). Esto corrobora el hecho de que los flujos totales del ecosistema fueron distintos entre las dos épocas, con una reducción de 20%, de 1994/95 a 2006/07. En esta última época, 40.5% fueron flujos a consumo, 14.2% flujos a exportación (capturas pesqueras), 2% flujos a respiración y 21.9% flujos a detritus. Lo anterior significa que existe un porcentaje de cambio de -8% en los flujos de consumo, -41% en los flujos de exportación, -2% en los flujos de respiración y de -36% en los flujos a detritus (Tabla 9).

En la época 2006/07 los grupos que contribuyeron altamente a los flujos totales fueron Fitoplancton, Zooplancton y Detritus, los cuales en conjunto acumularon 78% de los estos. De la misma forma, en la época 1994/95 los grupos que tuvieron una mayor contribución a los flujos totales fueron Fitoplancton, Zooplancton y Detritus que en conjunto acumularon 80% de los flujos totales.

La producción total del ecosistema disminuyó 22% para la época 2006/07. El nivel trófico promedio de las capturas de especies comerciales se redujo de 2.54 a 2.38. Esta reducción pudo deberse a que aumentó la captura de especies de niveles tróficos bajos como camarón. Así mismo, en ambas épocas, la pesquería de Escama/Ribereña e industrial de camarón, incidieron sobre niveles tróficos bajos como los grupos Clupeidae, Penaeidae, Portunidae y Gerreidae.

La producción primaria neta fue  $745 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$  mayor en 1994/95 respecto a la época 2006/07. De igual manera, la proporción producción primaria total/respiración total fue mayor en la época 1994/95. A pesar de considerar el mismo número de grupos funcionales en las dos épocas, se encontraron diferencias en el índice de conectancia. El modelo del ecosistema en 1994/95 presentó 24% de enlaces tróficos

del total posible, mientras que en 2006/07 fue de 17%. El índice de reciclaje de Finn presentó una disminución, de 5.2 en 1994/95 a 4.7 en 2006/07.

Tabla 9. Estadísticas básicas del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, con el porcentaje de cambio de 1994/95 a 2006/07.

Parámetro	Épocas		%	Unidades
	1994/95	2006/07		
Suma de los flujos de consumo	3099.37	2849.02	-8	t·km <sup>-2</sup> ·año <sup>-1</sup>
Suma de los flujos de exportación	1706	1007.78	-41	t·km <sup>-2</sup> ·año <sup>-1</sup>
Suma de los flujos de respiración	1786.79	1745.7	-2	t·km <sup>-2</sup> ·año <sup>-1</sup>
Suma de los flujos a Detritus	2312.47	1489.54	-36	t·km <sup>-2</sup> ·año <sup>-1</sup>
Flujo total "Throughput"	8905	7092.052	-20	t·km <sup>-2</sup> ·año <sup>-1</sup>
Producción neta del sistema	1706.16	1002.201	-41	t·km <sup>-2</sup> ·año <sup>-1</sup>
Producción primaria neta	3492.96	2747.901	-21	t·km <sup>-2</sup> ·año <sup>-1</sup>
Producción total	4188	3281.417	-22	t·km <sup>-2</sup> ·año <sup>-1</sup>
Biomasa total (sin detritus)	343.52	244.778	-29	t·km <sup>-2</sup>
Captura total (incluida la incidental)	10.23	11.61	14	t·km <sup>-2</sup> ·año <sup>-1</sup>
Nivel trófico promedio de la captura	2.54	2.38	-6	-
Eficiencia gruesa de la pesquería	0.0029	0.0047	62	-
Producción primaria total/respiración total	1.96	1.57	-20	-
Producción primaria total/biomasa total	10.17	11.23	10	año <sup>-1</sup>
Biomasa total/Flujo total	0.04	0.03	-13	año <sup>-1</sup>
Índice de conectancia	0.24	0.17	-29	-
Índice de omnivoría	0.20	0.14	-30	-

Se encontró que para el ecosistema del sur de Sinaloa en la época 2006/07 existe una menor demanda de energía expresada como el cociente flujos de consumo/flujos totales (CT/FT), la cual se observó relacionada con una reducción en el costo metabólico del ecosistema (RT/FT) y la biomasa del mismo (BT/FT; Figura 13). Las exportaciones del sistema que hacen referencia principalmente a la actividad pesquera y los flujos a detritus, aumentaron en la época 2006/07.

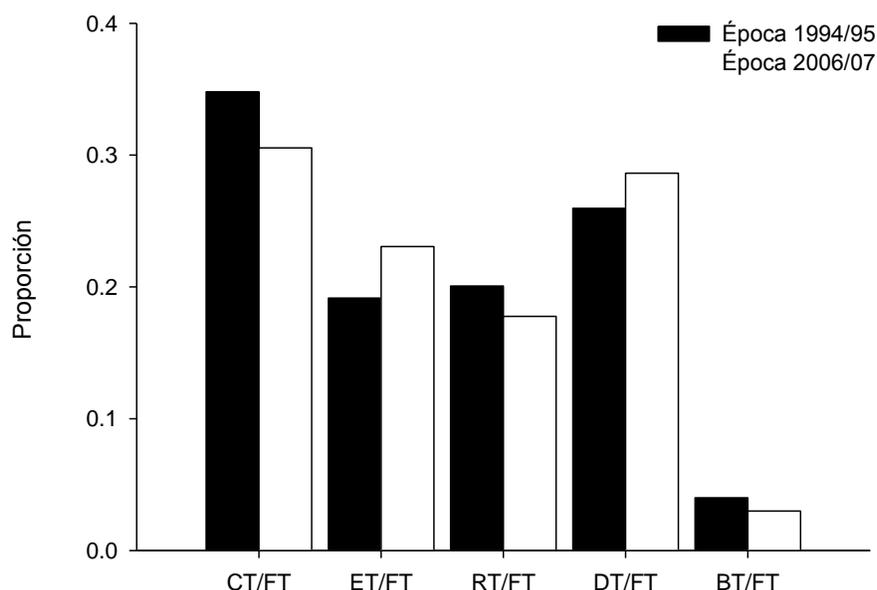


Figura 13. Proporciones de los flujos de energía del ecosistema del sur de Sinaloa. Las barras en negro corresponden a la época 1994/95 y las barras en gris a la época 2006/07.

En cuanto a los grupos que presentaron mayor aporte de biomasa al detritus, se tiene que en 1994/95 Fitoplancton y Macrofitas contribuyeron con 38% y 31% respectivamente, mientras que en 2006/07 el grupo Zooplancton contribuyó con 54.5%, más aún que el Fitoplancton (2.29%), seguido de Macrofitas con 35.1%. Aún así, los grupos de niveles tróficos bajos siguieron presentando el mayor aporte de biomasa al detritus.

### 7.3.2. Análisis de redes

Por otro lado, los índices de flujo del ecosistema mostraron una reducción de 14% en la ascendencia (A) en 2006/07 respecto a 1994/95. De igual manera, se encontró una reducción de 30% en el overhead (O) y una reducción de 25% en la capacidad de desarrollo (C; Tabla 10).

Tabla 10. Índices de flujo del ecosistema del sur de Sinaloa en las épocas 1994/95 y 2006/07.

Fuente	Ascendencia (A)		Overhead (O)		Capacidad (C)	
	1994/95	2006/07	1994/95	2006/07	1994/95	2006/07
Importación	0	0	0	0	0	0
Flujos internos	4785.9	4753.7	19329	12551.7	24114.8	17305.5
Exportaciones	3264	2205.1	917.6	762.2	4181.7	2967.3
Respiración	2724.4	2308.1	5036.6	4282.6	7761	6590.7
Totales	10774.3	9266.9	25283.2	17596.5	36057.5	26863.4

Para la época 2006/07 se encontró un incremento relativo en la organización y desarrollo del ecosistema (A/C) en 14 % y como consecuencia, su potencial de crecimiento se redujo (O/C). Existe una reducción en la resiliencia del ecosistema (O/A) de 19% de la época 1994/95 a la 2006/07 (Figura 14).

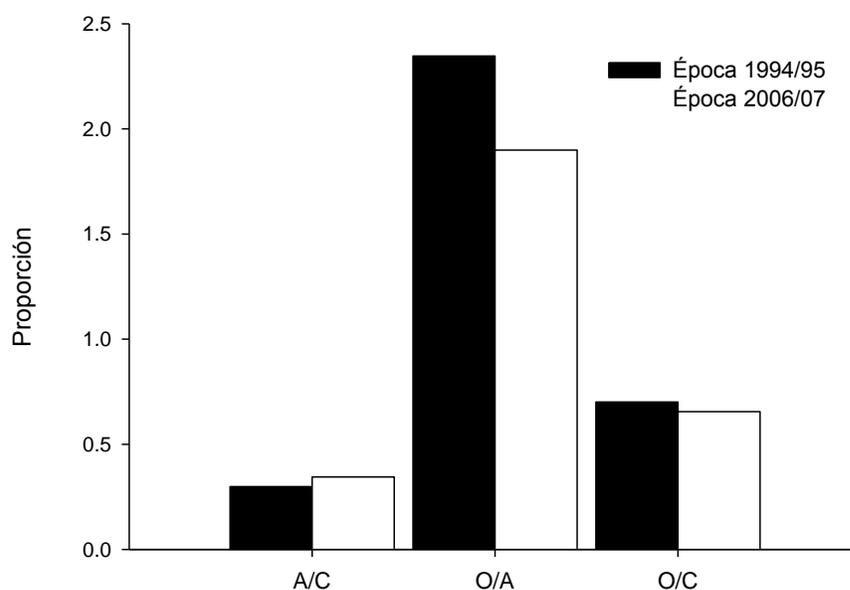


Figura 14. Contraste de las proporciones A/C, O/A y O/C entre las épocas 1994/95 y 2006/07.

En la época 1994/95, el nivel trófico y la ascendencia presentaron una correlación negativa significativa ( $r_s=-0.74$ ;  $p<0.05$ ), lo que significa que a medida que aumenta el nivel trófico, disminuye la ascendencia. En la época 2006/07, entre estas mismas variables presentaron una correlación negativa significativa ( $r_s=-0.54$ ;  $p<0.05$ ), lo que sugiere que las variables están poco correlacionadas (Fig. 15). A pesar de ello, es posible observar que en ambas épocas, los grupos de Detritus, Fitoplancton y Zooplancton hacen la mayor contribución a la Ascendencia global, debido a que tienen una alta productividad biológica y son presa de muchos organismos en cantidades relativamente importantes. Por otro lado, en la época 1994/95, se encontró una correlación negativa significativa ( $r_s=-0.76$ ;  $p<0.05$ ) y de igual forma el overhead es menor conforme aumenta el nivel trófico. Sin embargo, en la época 2006/07, esta correlación resultó ser más baja ( $r_s=-0.53$ ;  $p<0.05$ ), pero fue significativa.

Por otro lado, estos tres grupos son los que presentan las mayores contribuciones al Overhead del ecosistema en ambas épocas (Figura 16).

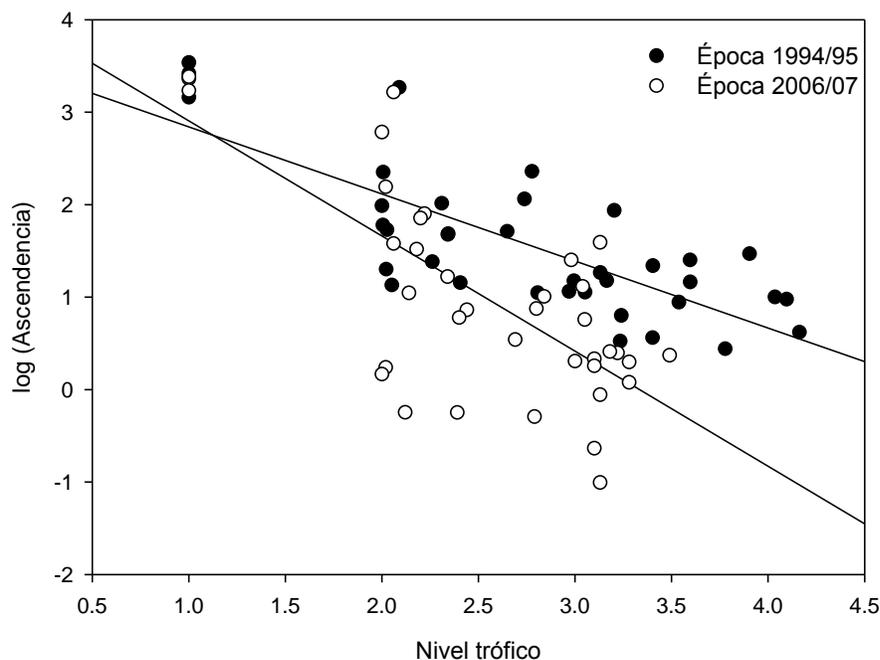


Figura 15. Relación de Ascendencia del ecosistema del sur de Sinaloa con el nivel trófico en las épocas 1994/95 y 2006/07.

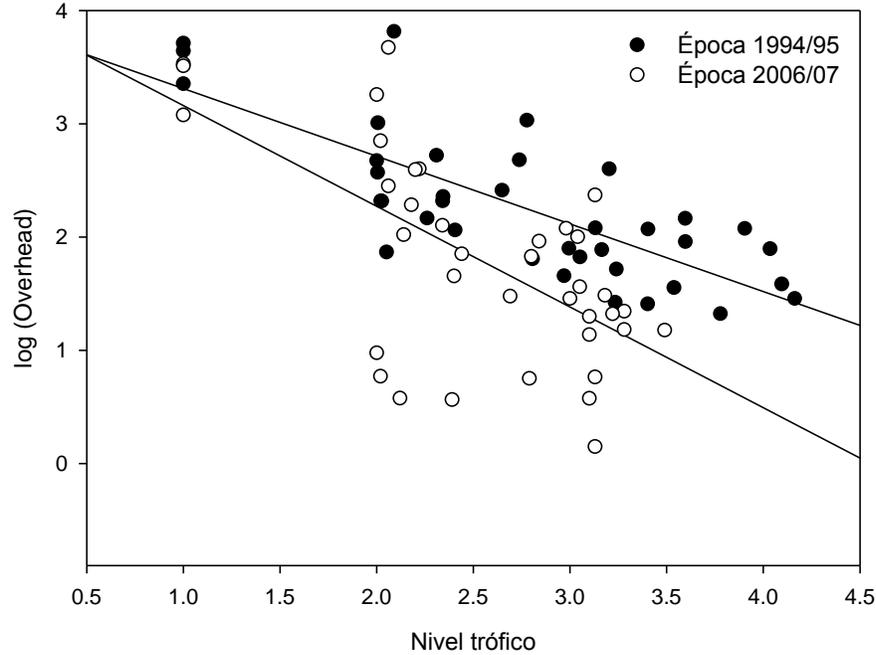


Figura 16. Relación de Overhead del ecosistema del sur de Sinaloa con el nivel trófico en las épocas 1994/95 y 2006/07.

### 7.3.3. Agregación trófica del ecosistema

La biomasa del ecosistema ( $227.8 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$ ) excluyendo el detritus se redujo un 29% en la época 2006/07. En esta última época, 60% se distribuyó en el nivel trófico I, 31% entre los consumidores primarios, 7.8% entre los consumidores secundarios y solo 0.7% para los depredadores superiores del ecosistema.

El ecosistema presentó una reducción de 50% en la eficiencia de transferencia promedio, pasando de 14.8% en 1994/95 a 7.2% en 2006/07. Sin embargo, el patrón de transferencia de energía entre niveles tróficos es similar. Así, el nivel trófico III es el que presenta la mayor eficiencia de transferencia en ambas épocas. Se observó que en ambas épocas, el gasto metabólico y los flujos a detritus son mayores en el nivel trófico II y estos disminuyen conforme aumenta el nivel trófico (Fig. 17). En ambas épocas, se presentó una mayor concentración de biomasa en los niveles tróficos bajos (NT=I y NT=II) y menor en los niveles tróficos altos (Tabla 11).

Tabla 11. Comparación de biomásas por nivel trófico como valor absoluto (B) y como porcentaje entre las épocas 1994/95 y 2006/07.

Nivel trófico	Época 1994/95		Época 2006/07	
	B (t·km <sup>-2</sup> )	B (%)	B (t·km <sup>-2</sup> )	B (%)
VIII	0.0	0.0	0	0
VII	0.1	0.0	0.0	0.0
VI	0.4	0.1	0.0	0.0
V	1.9	0.5	0.0	0.0
IV	8.9	2.3	1.8	0.7
III	30.2	7.9	19.3	7.9
II	68.1	17.8	76.6	31.3
I	274.2	71.5	147.1	60.1

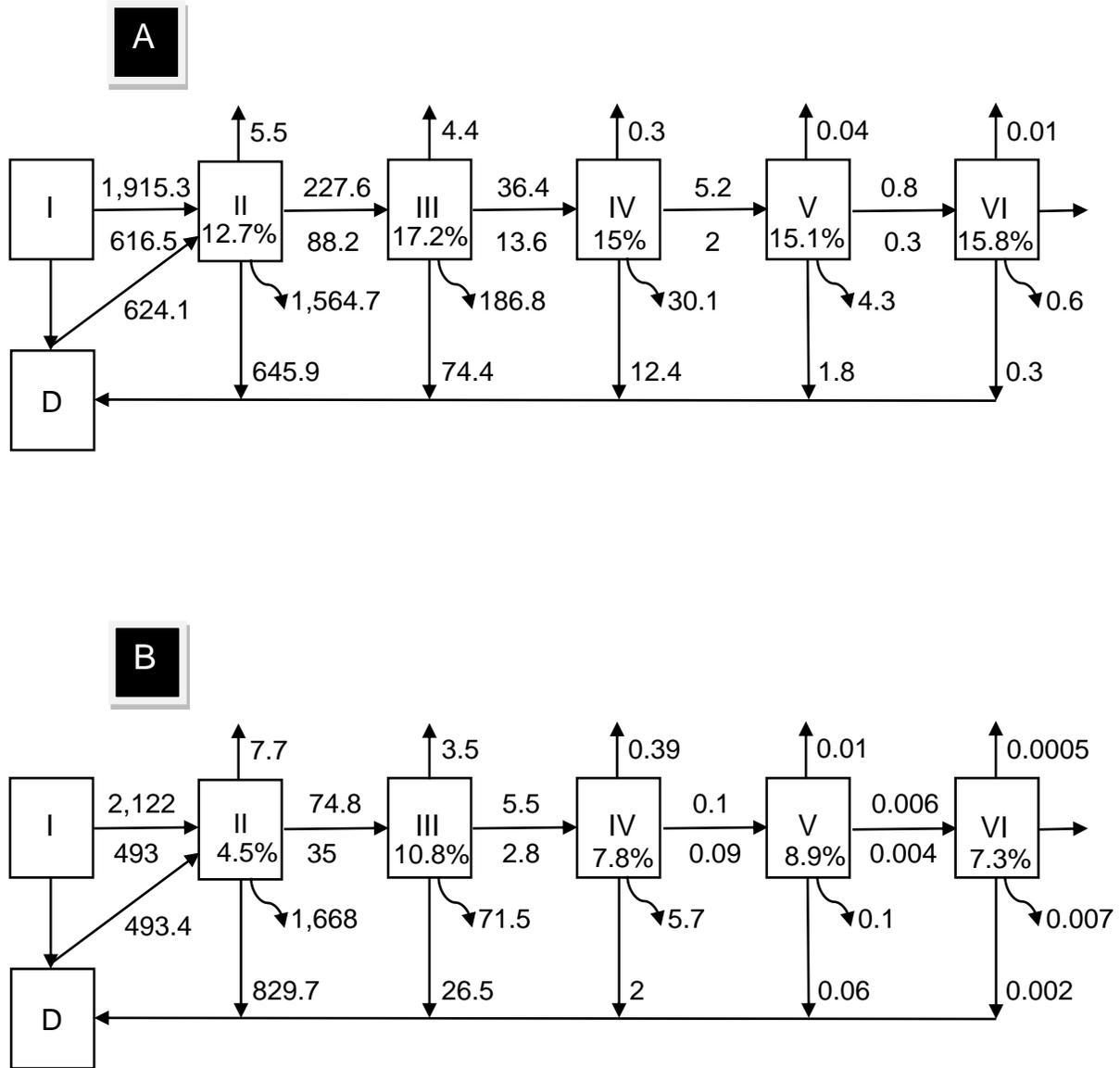


Figura 17. Estructura trófica agregada en niveles tróficos discretos. El gráfico A representa el ecosistema de la época 1994/95 y el B la época 200/07. Eficiencia de transferencia (%), flechas horizontal-derecha flujo de biomasa consumida desde los productores primarios (valor arriba) y desde detritus (valor debajo), las flechas por encima de cada caja son exportaciones (pesca), las flechas verticales hacia abajo indican el flujo hacia detritus y las flechas curvas hacia abajo se refieren a procesos de respiración. D=Detritus. Todos los flujos están en  $t \cdot km^2 \cdot año^{-1}$ .

#### **7.4. Series ambientales del índice del PDO y del índice del BEST**

En la serie de tiempo del índice PDO es posible identificar dos fases cálidas, la primera que duró siete años (1992-1998) y la segunda duró cinco años (2002-2006; Figura 18). Así mismo, entre estos años se pudo identificar dos fases frías que fueron de tres y cuatro años. La época de 1994/95 se desarrolló bajo condiciones anómalamente cálidas, mientras que la época 2006/07 se caracterizó por ser una fase fría. Los meses de la temporada de pesca 1994/95 presentaron una fluctuación muy marcada hacia anomalías negativas lo que produjo que el promedio anual del año 1994 fuera negativo, pero incluso este año se encuentra dentro de la fase cálida del PDO. En cambio, los meses de la temporada de pesca 2006/07 en su mayor parte oscilaron en la fase neutra del índice, indicando condiciones promedio.

Por otra parte, el índice BEST presentó una fase cálida de 1990 a 1998 que se intensificó en el año 1997 por la presencia del fenómeno El Niño (Figura 19). El hecho de que en la época 1994/95 convergieran los dos fenómenos en su fase cálida, indica un aumento consistente y persistente de la temperatura superficial del mar. Esto rara vez se presenta debido a las diferencias en las escalas de tiempo de dichos fenómenos. Por otra parte, es posible que la convergencia de los dos fenómenos en la época 1994/95 haya ocasionado valores más altos en algunos índices a nivel de grupo funcional y del ecosistema (Figura 20).

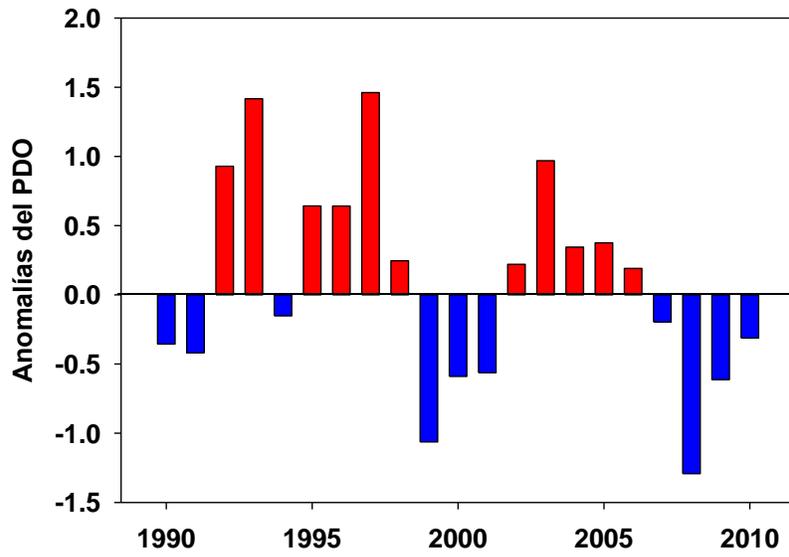


Figura 18. Serie de anomalías de temperatura superficial del mar del índice del PDO de 1990 a 2010.

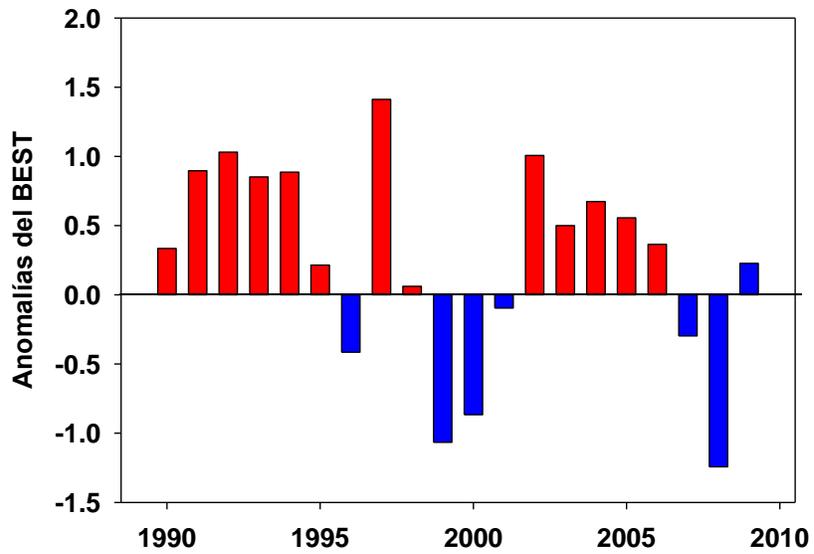


Figura 19. Serie bivariada del ENSO de 1990 a 2010.

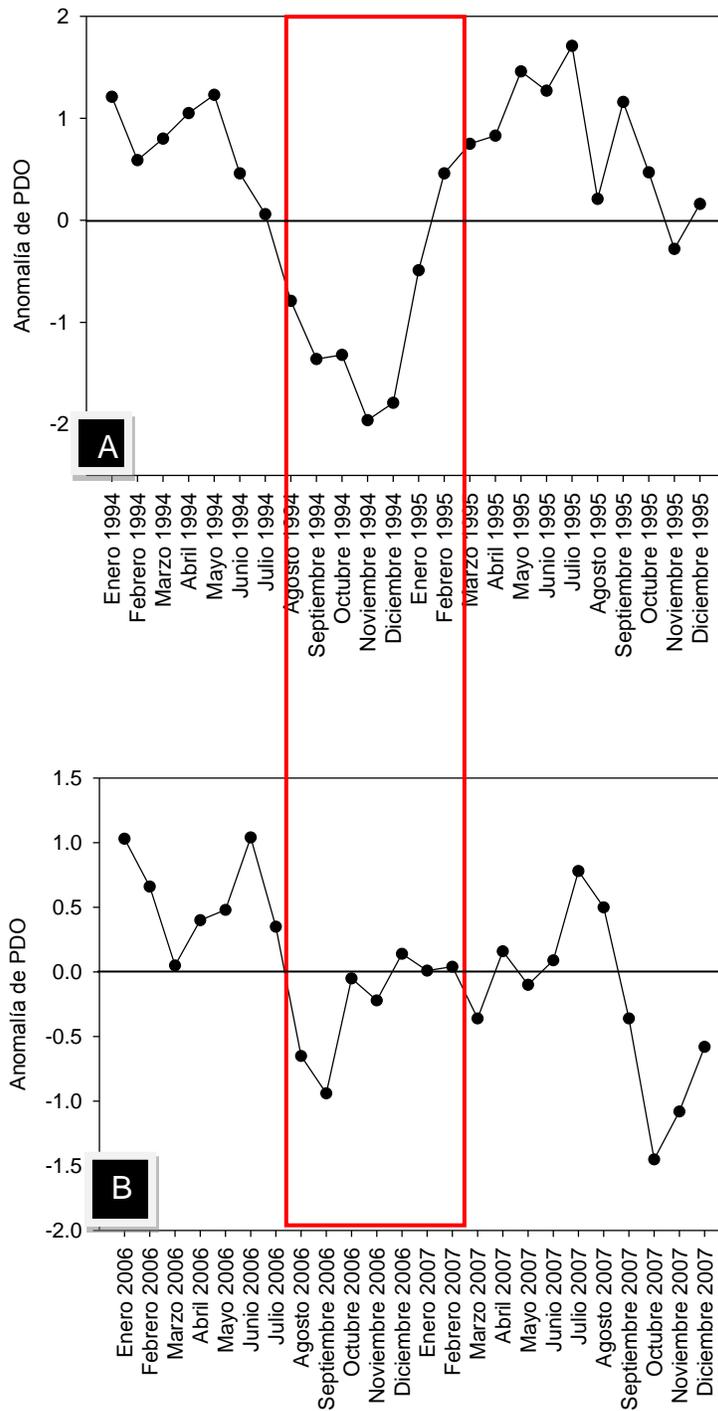


Figura 20. Fluctuación de las anomalías de PDO durante Enero de 1994 a Diciembre de 1995 (gráfico A) y de Enero 2006 a Diciembre 2007 (gráfico B). Se remarcan con rojo los meses correspondientes a la temporada de pesca de camarón de ambas épocas.

## 8. DISCUSIÓN

La complejidad de los ecosistemas marinos dificulta evaluar tanto su estructura y función como las interacciones tróficas entre las especies. Por ello, a menudo se recurre al modelado cuantitativo. En este estudio, se construyó un modelo trófico del ecosistema de plataforma continental del sur de Sinaloa para la época 2006/07, con la ayuda del enfoque ecosistémico de Ecopath (Christensen & Pauly, 1992 y Christensen & Walters, 2004). Posteriormente, el modelo sirvió para ser comparado con otro modelo previamente construido en la misma área de estudio. La mayor parte de la información utilizada para construir cada uno de los modelos, corresponde a las épocas estudiadas. Los modelos representan las interacciones tróficas a nivel de grupo funcional y la estructura y función del ecosistema que pudieron haber sucedido en las épocas de 1994/95 y en la 2006/07. El índice de calidad de los datos de entrada, resultó aceptable, lo cual es importante porque los modelos de ecosistema pueden ser más consistentes si se construyen con datos de alta calidad (Walters *et al.*, 1997).

### 8.1. Características del modelo construido (época 2006/07)

Aunque los dos modelos utilizados en este estudio contienen grupos funcionales que no pertenecen propiamente al ecosistema bentónico, como el caso de Clupeidae, Coryphaenidae, sí son de importancia comercial en la zona de estudio. Es por ello, que se decidió incluir estos grupos y conocer cuál es su papel en el ecosistema. Así, los dos modelos se construyeron usando los mismos grupos funcionales en ambas épocas (37 grupos), con el objetivo de conocer si la función de estos grupos había cambiado o no a través del tiempo. En estudios de ecosistemas utilizando el enfoque Ecopath, no existe un criterio para definir el número de grupos funcionales a considerar, sin embargo, es importante tener en cuenta que al incluir un gran número de grupos aumenta la incertidumbre asociada a los parámetros de entrada del modelo, debido a que muchas de las estimaciones suelen no ser

precisas. En el modelo correspondiente a la época 2006/07 se actualizaron las biomásas de la mayoría de los grupos de ictiofauna, productores primarios y zooplancton, así como la dieta de los grupos de ictiofauna. Además se obtuvieron nuevos parámetros de producción/biomasa y consumo/biomasa de grupos de ictiofauna. En el modelo para la época 2006/07, durante el proceso de balanceo y calibración, se conservaron las biomásas de los grupos de ictiofauna y de productores primarios introducidas inicialmente, debido a que este fue uno de los parámetros calculados con mayor precisión, y el que se recomienda modificar como última alternativa para lograr el balance del mismo (Christensen & Pauly, 1996).

Por otro lado, la variabilidad ambiental y la depredación son interacciones que pueden potencialmente modificar la biomasa de los grupos, independientemente del método utilizado para su cálculo. De esta forma, la comparación de biomasa entre los modelos previamente balanceados refleja fluctuaciones en toda la trama trófica, las cuales fueron más fuertes en grupos como Palinura, Porifera, Equinodermata, Gastropoda y Cephalopoda. Los grupos de nivel trófico alto como Coryphaenidae, Lutjanidae y Tetraodontidae mostraron una tendencia a disminuir su biomasa. Por su parte, la biomasa de camarones comerciales (Penaeidae) fue más baja ( $1.005 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ ) en la época 1994/95 respecto a la época 2006/07 ( $2.5 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ ), aún cuando existe un aumento de las capturas anuales de camarón (SAGARPA, 2007). La biomasa de Penaeidae en el modelo de la época 1994/95 fue calculada por el modelo Ecopath mientras que en la época 2006/07 corresponde a la estimación realizada con una capturabilidad ( $q$ ) de 0.0586, representando la mejor estimación de biomasa para esta época debido a que los muestreos están dirigidos sobre el recurso camarón. Esta  $q$  es mayor a la reportada en el modelo de la época 1994/95 (0.0000076). Se ha reconocido, que la  $q$  puede incrementarse temporalmente conforme los pescadores tienen más conocimientos sobre el recurso y como explotarlo (Morales-Bojórquez *et. al.*, 2001), y no permanece constante en el tiempo, tal como se utiliza en modelos de biomasa dinámica (Hilborn y Walters, 1992). Por otro lado, diversos autores han señalado la variabilidad temporal en la producción de camarón y qué estos pueden ser relacionados con los indicadores climáticos de gran

escala (Barrett y Ralph, 1977; Lluch-Belda, 1977; Da Silva, 1986; Del Valle, 1989; Solana y Arreguín-Sánchez, 1993; Sheridan, 1996).

A pesar de que los meses de muestreo fueron similares en ambas épocas, durante 1994/95 los muestreos abarcaron áreas más norteñas influenciadas por afluentes continentales, donde es posible encontrar especies como *Menticirrhus nasus* y *Eucinostomus dowii*, las cuales utilizan estas áreas como zonas de protección y alimentación (Yáñez-Arancibia *et. al.*, 1994). En contraste, los muestreos de la época 2006/07 se realizaron de la parte central hacia la parte sur. Por ello, fue común que algunas de las especies que representan a los grupos de ictiofauna de la época más reciente sean diferentes a las reportadas por Salcido-Guevara y Arreguín-Sánchez (2007). Sin embargo, esto no representa un inconveniente, debido a que los modelos se construyeron con grupos funcionales y no a nivel de especies.

Respecto a las relaciones alimenticias entre los componentes de ictiofauna de la trama trófica del modelo de 2006/07, Tripp-Valdez (2010) reporta que el número de estómagos usado en su estudio, fue suficiente para representar la dieta de cada uno de estos grupos con base en curvas de diversidad acumulada. Por otra parte, en los grupos de invertebrados y Coryphaenidae se utilizó la misma información de dietas del modelo de 1994/95, puesto que no se encontraron estudios más recientes de ecología trófica sobre estos grupos.

Las estimaciones de P/B y Q/B del modelo de la época 2006/07 se compararon con las de otros ecosistemas de plataforma continental (Arreguín-Sánchez *et. al.*, 2004; Lercari y Arreguín-Sánchez, 2008), y se pudo observar que éstas se encuentran dentro del intervalo reportado en otras regiones, lo que le da mayor consistencia a los datos de entrada. Más aún, el índice de Pedigree obtenido para este modelo indica que tiene una calidad aceptable (Christensen, 1995).

## 8.2. Caracterización trófica del ecosistema

El ecosistema bentónico del sur de Sinaloa mostró diferencias en las épocas analizadas. En la época 2006/07 las rutas tróficas se caracterizaron por ser más cortas en comparación a la época 1994/95. Además, en 2006/07 los niveles tróficos que se encontraron con mayor frecuencia fueron relativamente menores (NT=2.0 a NT=3.49), esto responde posiblemente a que los grupos se alimentan de organismos juveniles presentes en el área. La diferencia de nivel trófico encontrada en Coryphaenidae, puede ser atribuida al proceso de balanceo del modelo, mientras que en Synodontidae, a una preferencia de presas distinta o cambios en la disponibilidad de éstas. Por ejemplo, el grupo Coryphaenidae cambió su nivel trófico de 4.16 en 1994/95 a 3.49 en 2006/07, a pesar de haberse utilizado la misma dieta en ambos modelos. El análisis de la matriz con modelo previamente balanceado mostró que el grupo en la época 1994/95 se alimentó principalmente de Cephalopoda (64%), grupo con nivel trófico de 3.2; mientras que en la época 2006/07 se alimentó principalmente de Gerreidos (33%), grupo con nivel trófico bajo (NT=2.34). Lo anterior posiblemente sea reflejo de que el ajuste en la dieta de este grupo durante el proceso de balanceo del modelo generó cambios en la preferencia de sus presas. Por otro lado, la dieta de Synodontidae fue actualizada con información más reciente del área de estudio. En la época 1994/95 el grupo se alimentó principalmente del grupo Otros peces y Pleuronectiformes (93%), grupos con niveles tróficos de 2.74 y 3.91 respectivamente. En contraste en la época 2006/07 su dieta estuvo conformada principalmente de Clupeidae (46%), grupo con nivel trófico bajo (NT=2.00).

Respecto a los niveles tróficos bajos (invertebrados) en esta última época, el proceso de balanceo en estos grupos solamente modificó en una pequeña proporción la preferencia de sus presas (Bivalvia y Portunidae y Echinodermata), en tanto que en grupos como Coelenterata, Gastropoda, Porifera, Polychaeta las modificaciones fueron nulas.

El índice de omnivoría en la época 2006/07, sugiere que en los niveles tróficos superiores del sistema se encuentran principalmente depredadores con un espectro trófico relativamente estrecho. Por otro lado, en ambas épocas, se presentó la tendencia de ser mayor en niveles tróficos intermedios y menor en niveles inferiores y superiores de la trama trófica; tendencia que ha sido encontrada y reportada por otros autores (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002; Zetina-Rejón *et al.*, 2003; Galván-Piña, 2005, Cruz-Escalona, 2005).

Uno de los atributos tróficos más relevantes para la mayoría de los grupos funcionales es la eficiencia de conversión alimenticia (Producción/Consumo), la cual estuvo entre 10% y 30% en los modelos de 1994/95 y 2006/07. Esta eficiencia fue mayor en los niveles tróficos inferiores y menor en niveles tróficos superiores, lo que coincide con lo sugerido por Christensen & Pauly (1996).

En ambas épocas, el índice de superposición de nicho mostró que la mayor parte de las interacciones tróficas son moderadas, sin embargo, se encontró traslape trófico alto sobre diferentes grupos en el ecosistema, lo que significa que comparten los mismos recursos y los explotan de manera similar. Por un lado, en la época 1994/95 los grupos de niveles tróficos superiores (Coryphaenidae y Synodontidae y Palinura y Cheloniidae) mostraron un traslape trófico alto mientras que en la época 2006/07 éste traslape alto se dio entre grupos de niveles tróficos intermedios a bajos (Ariidae y Haemulidae y Serranidae y Sciaenidae). Es posible que la biomasa de las presas de las cuales se alimentan los grupos Coryphaenidae y Synodontidae así como Palinura y Cheloniidae de la época 1994/95 se haya incrementado en la época 2006/07, lo que disminuye la intensidad de las interacciones tróficas entre estos grupos. Un traslape trófico alto entre los grupos, no necesariamente significa competencia entre ellos, ya que al existir alta abundancia de presas, éstos pueden coexistir en el mismo ambiente.

El análisis de impacto trófico mostró similitud en cuanto a los grupos que presentaron los mayores impactos positivos en el ecosistema del sur de Sinaloa. Por un lado, se identificó al grupo Detritus como el principal precursor de impactos positivos en ambas épocas, ocasionando efectos sobre la mayoría de los grupos

funcionales incluidos en el modelo. Este mismo efecto por parte del detritus fue encontrado por Arreguín-Sánchez *et. al.*, (2002) para la plataforma continental de Sonora, la cual presenta características similares al sur de Sinaloa. Zetina-Rejón *et. al.*, (2003) por su parte, también encontraron efectos similares del detritus en el sistema lagunar Huizache-Caimanero durante la década de 1970, sistema aledaño al sur de Sinaloa. Con ello se reafirma la importancia de este grupo en ecosistemas de fondos blandos y en sistemas lagunares estuarinos, donde la principal fuente de detritus proviene de la descomposición de las plantas vasculares (Odum, 1972). De igual forma, en ambas épocas los grupos de productores primarios y Clupeidae ocasionaron efectos positivos importantes sobre otros grupos, aunque menores a los ocasionados por el detritus. Lo anterior hace suponer que los grupos de niveles tróficos bajos, principalmente el detritus pueden ser considerados como elementos importantes en el ecosistema ya que tiene transferencias de energía considerables hacia otros grupos como camarón, por ser alimento principal de este grupo.

Por su parte, la pesquería de Escama/ribereña en ambas épocas resultó tener impactos tróficos negativos bajos sobre los grupos funcionales, por lo que se puede argumentar que esta pesquería no tiene efectos negativos importantes sobre la biomasa de Lutjanidae, Bivalvia y Mugilidae, grupos que son explotados de manera artesanal en el sur de Sinaloa. La pesquería industrial de camarón, en la época 1994/95 resultó tener impactos tróficos negativos que no fueron de consideración en el ecosistema, sin embargo, este efecto se incrementó en la época 2006/07. Asimismo, esta pesquería generó el mayor porcentaje de impactos tróficos negativos. A pesar de ello, la biomasa del recurso camarón y de sardina que son las principales pesquerías en el área se incrementaron (Fig. 1). En este sentido, se puede considerar de que a pesar de que el sur de Sinaloa ha estado sometido a constantes arrastres camaroneros, el ecosistema se ha mantenido relativamente estable. Se ha señalado que la mortalidad de la captura incidental por parte de la pesquería por sí sola no necesariamente es la principal causa de modificación en un ecosistema (Cook, 2003); interviene el ambiente y otro tipo de factores que no están implícitamente considerados en el estudio. La gran cantidad de organismos

descartados cada temporada de pesca de camarón en la zona de estudio, hace pensar que existe un efecto negativo acumulativo en el ecosistema. Sin embargo, en la época 2006/07, no se detecta deterioro a nivel de la red trófica del ecosistema. No obstante, resulta necesario seguir enfocando estudios sobre la reducción de fauna acompañante (Sarmiento-Náfate *et. al.*, 2007; Padilla-Galindo, 2012 datos no publicados) con redes de arrastre, con el objetivo de permitir la regeneración de las poblaciones de peces principalmente que forman parte de pesquerías artesanales y no llegar a bajos niveles de sustentabilidad de pesquerías altamente rentables como la de camarón. Además, ello permitiría que el ecosistema siga manteniendo un estado estable, así como preservar su biodiversidad.

Con el objetivo de identificar la importancia de cada grupo en la red trófica se determinó la centralidad de cada uno de ellos, a partir del índice de grado (Izquierdo *et. al.*, 2006), cercanía (Borgatti *et. al.*, 2002) e intermediación (Molina *et. al.*, 2006). Es posible hablar de una misma red trófica en ambas épocas, debido a que se consideraron los mismos grupos funcionales; sin embargo, las pruebas estadísticas confirman que presentan un arreglo distinto. Los grupos que presentaron el mayor número de conexiones en el ecosistema en las dos épocas fueron similares. En ambas épocas, los grupos de niveles tróficos bajos (NT=1 y NT=2) son los que presentaron el mayor conexión trófica en el ecosistema, ya sea como depredador o presa. Estos grupos se encuentran más comunicados que el resto en términos de flujo de energía, ya que en el análisis se consideró la intensidad de los mismos. El índice de cercanía fue semejante en los grupos que presentaron los valores más altos, aunque en distinto orden de importancia. De acuerdo con Leavitt (1951) el valor más alto en el índice de cercanía, significaría que el grupo interactúa con otros, con la intervención de menos intermediarios. En este sentido, en las dos épocas, el grupo Otros macrocrustáceos es el que presenta esta capacidad. El índice de intermediación mostró diferencias entre las épocas en cuanto a al arreglo de casi todos los grupos funcionales de mayor a menor valor. El único grupo que comparten dentro de los primeros cinco con el mayor valor, es Rajiformes, lo que indica que incide en muchos de los caminos más cortos entre grupos en la red trófica . De

manera general, los índices de centralidad demuestran que en las dos épocas, los grupos de niveles tróficos bajos (Zooplancton, Fitoplancton, Detritus y otros macrocrustáceos) presentan un mayor aporte a la estabilidad del ecosistema en estudio. En este sentido, la importancia de los grupos que presentaron una mayor centralidad se mantuvo similar. Esto es contrario a lo reportado por Nieto-Navarro (2010) para la misma área de estudio, ya que encontró que la familia Carangidae, fue una de las más importantes en cuanto a estos mismos índices pero en términos de jerarquías taxonómicas. Al incluir grupos de niveles tróficos bajos en este estudio, se observó que estos pueden llegar a tener una participación importante en la red trófica. Resultados similares se han reportado en el caribe mexicano, ya que Ronzón-Rodríguez (2009) identificó a productores bentónicos como elementos importantes en el ecosistema.

### **8.3. Propiedades tróficas del ecosistema**

En cuanto a las estadísticas básicas del ecosistema, se encontró una disminución del 46% para el caso de flujos a exportación. Los flujos totales del ecosistema presentaron un porcentaje de cambio de -20% (de 8905 t·km<sup>-2</sup>·año<sup>-1</sup> en 1994/95 a 7092.05 t·km<sup>-2</sup>·año<sup>-1</sup> en 2006/07) debido principalmente a una disminución de 36% en los flujos a detritus. Esto, sugiere que el sistema no creció en términos de flujos. Esta disminución es inversa a la reportada para la parte central de Golfo de California (Rosas-Luis *et al.*, 2008) y Golfo de Maine (Zhang y Chen, 2007) donde se realizaron comparaciones de un mismo ecosistema en diferentes épocas. Los valores de este estudio se encuentran por debajo de lo reportado en el Golfo de California (Lercari *et al.*, 2008) y Golfo de Ulloa (del Monte-Luna *et al.*, 2007). Al respecto, Rosa-Luis *et al.*, (2008) mencionan que la principal razón en el incremento de los flujos totales entre ecosistemas probablemente es el incremento en el número de grupos, los cuales incrementan la cantidad de interacciones tróficas. Sin embargo, se debe considerar que los modelos del Golfo de California y Golfo de Ulloa, presentaron un menor número de grupos que el del presente estudio, 34 y 25 grupos respectivamente. Adicionalmente, el número de grupos utilizados con este tipo de

enfoques es muy variable y básicamente depende de la disponibilidad de datos; por ello cuando el objetivo es comparar diferentes estados de un mismo ecosistema, se sugiere usar criterios similares para la construcción de los modelos, tal y como se hizo en este estudio.

Respecto al estado de madurez del ecosistema, se consideraron dos proporciones. La primera es la Producción Primaria del sistema y la respiración (PP/R). En un ecosistema maduro, la proporción debería de aproximarse a 1, mientras que para ecosistemas inmaduros ésta debería ser mayor que 1 (Odum, 1969). Al respecto, los resultados sugieren que en la época 2006/07 hubo una mayor tendencia hacia la madurez que en la de 1994/95, dado que el cociente PP/R se redujo de 1.96 a 1.57 (20%). Por otro lado, en un modelo trófico del Norte del Golfo de California que representa la década de 1970 y 1980, se encontró una  $PP/R=1.61$  (Morales-Zárate *et. al.*, 2004), mientras que el modelo de la parte central de Golfo de California que representa la época de 1980 y 2002 se encontró una  $PP/R=1.08$  y  $PP/R=1.35$  respectivamente (Rosas-Luis *et. al.*, 2008). Es decir, ecosistema redujo su estado madurez, lo cual hace suponer que en algunos ecosistemas del Golfo de California con características similares (están sometidos a la pesquería de camarón y son de fondos blandos) no existe una tendencia hacia la madurez. Sin embargo, la mayoría de los modelos Ecopath tiende a sobreestimar esta proporción cuando no se incluyen grupos funcionales como las bacterias, cuya función es la descomposición de materia orgánica (Christensen & Pauly, 1993b).

Por otro lado, a la proporción entre la producción primaria y la biomasa total del ecosistema (PP/B), es mayor en sistemas inmaduros, ya que tienen niveles bajos de biomasa (organismos de tamaño menor) con altas tasas de productividad. En contraste es menor en sistemas maduros debido a que la biomasa es mayor (organismos de tamaño mayor) y la producción disminuye *sensu* Odum (1969). Referente a este indicador, el ecosistema de la plataforma continental del sur de Sinaloa no presentó un cambio evidente entre épocas ( $PP/B=10.1$  en 1994/95 y  $PP/B=11.2$  en 2006/07), el porcentaje de cambio es de 10%. Morales-Zarate *et. al.*, (2004) obtuvieron un valor de  $PP/B=17.4$  en el Norte del Golfo de California y Rosas-

Luis et. al., (2008) reportan un valor de  $PP/B=23.7$  para la época 2002. Con este indicador es difícil determinar en qué punto se puede considerar un ecosistema como maduro. Sin embargo, debido a que la producción primaria es mayor que la biomasa se puede sugerir que los ecosistemas del sur de Sinaloa y los del Golfo de California mencionados antes se encuentran en un estado comparativamente inmaduro.

El porcentaje de conectancia presentó un porcentaje de cambio de -7% en la época 2006/07 respecto a la época 1994/95, a pesar de que este índice depende del número de grupos funcionales (Christensen & Pauly, 1993b). Este cambio en el índice puede ser debido a que en los depredadores Lutjanidae, Rajiformes, Scombridae, Serranidae, Pleuronectiformes, Carangidae y Ariidae correspondientes a la época 2006/07 disminuyó el número de presas como consecuencia de actualizar la dieta de estos grupos. Lercari *et. al.*, (2010) han señalado de igual manera que el índice de conectancia puede ser usado para medir la complejidad de la trama trófica. Sin embargo, este índice puede ser sensible a la información que se utilice en la asignación de las dietas, ya que si éstas se mantienen iguales en dos modelos a comparar puede resultar en valores similares del índice (Zhang & Chen, 2007). Por ello, en este estudio cobra relevancia el hecho de que para el modelo 2006/07 se haya usado información más reciente de dietas en la mayoría de los grupos funcionales.

El índice de reciclaje de Finn presentó valores menores en la época 2006/07. Este valor fue de 5.2% para 1994/95 mientras que para 2006/07 fue de 4.7%. Se muestra que una parte muy pequeña de los flujos totales se reciclaron en el ecosistema en ambas épocas. La diferencia de este índice podría indicar que el ecosistema recibe de manera constante aportes de nutrientes externos, lo que hace que el reciclaje del ecosistema se mantenga relativamente bajo. Algunos autores mencionan que este índice puede ser tomado como una medida de madurez del ecosistema (Medina *et. al.*, 2007), no obstante, más que una medida de madurez puede ser considerado como una medida de estrés ya que al reducir los aportes externos de energía, el sistema tiende a reciclar mayor cantidad de biomasa (Ulanowicz, 1986).

Los resultados del nivel trófico promedio de la captura en el sur de Sinaloa en ambas épocas, indican que las capturas se sostuvieron en especies ubicadas en niveles tróficos bajos de la trama trófica (camarón y sardina). Esto es similar a lo reportado en ecosistemas del Golfo de California (Morales-Zarate *et. at.*, 2004; Lercari *et. at.*, 2008) donde la pesquería de camarón es la principal actividad pesquera, generando una alta derrama de divisas. Aunque existe una disminución relativa en nivel trófico de la captura (2.54 en 1994/95 a 2.38 en 2006/07), no es evidencia suficiente para sugerir que puede ser un indicador del impacto de la pesca sobre el ecosistema, o bien que la disminución pudiera ser atribuible a procesos naturales. Además, tanto la sardina como el recurso camarón poseen características de vida que le permiten recuperarse en poco tiempo después de experimentar reducciones poblacionales, independientemente de su origen.

Los indicadores de desarrollo y crecimiento del ecosistema presentan diferencias entre las épocas. A pesar de que en la época 2006/07 se presentó un incremento en el grado de organización, medido como el cociente  $A/C$ , fue notorio que la capacidad total de desarrollo se redujo 20%. Esto puede significar que si bien la red trófica puede estar funcionando de manera eficiente, la capacidad de respuesta ante perturbaciones externas se redujo notablemente, dado la consecuente reducción en el Overhead. La ascendencia tiene dos componentes, por un lado el tamaño del ecosistema (representado por la cantidad de flujos totales,  $T$ ) y, por otro lado, el desarrollo del mismo (representado por el contenido de información mutual promedio,  $I$ ) es decir  $A = T * I$  (Ulanowicz, 1986). En este sentido se encontró que la principal causa de disminución de la ascendencia se debe a la reducción del tamaño del ecosistema, entendido este último como la cantidad de energía que circula en la red trófica. Dado que si se calcula el valor de  $I$  en cada época, se tiene un valor de 1.21 durante 1994/95 y 1.30 en 2006/07. Por lo tanto, dado que  $I$  es un indicador del grado de articulación de la red (Ulanowicz, 1986), entonces se soporta la idea de que la red trófica funciona con mayor eficiencia. Sin embargo, un incremento en  $A/C$  no necesariamente implica un estado más saludable o favorable del ecosistema. En este sentido Ulanowicz (1986) propone que conforme un ecosistema se ve perturbado la ascendencia se aproxima a la capacidad de

desarrollo a costa del overhead, lo que reduce su capacidad de respuesta a presiones externas. Por lo tanto, aún cuando el ecosistema aparentemente funciona de manera diferente en ambas épocas, los grupos que contribuyeron altamente a la ascendencia del ecosistema en ambas épocas fueron básicamente los mismos, es decir el detritus, los productores primarios y el zooplancton. Adicionalmente existió un patrón consistente en el que tanto la ascendencia como el overhead de los grupos funcionales en las dos épocas disminuye a medida que aumenta el nivel trófico y coincide con lo reportado en otros ecosistemas (Arreguín-Sánchez *et. al.*, 2007).

La eficiencia de transferencia promedio del ecosistema en la época 1994/95 se encontró dentro del intervalo (10-20%) comúnmente descrito en la literatura (Odum, 1971; Barnes y Hughes, 1988; Baird y Ulanowicz, 1989; Wolff, 1994; Monaco y Ulanowicz, 1997; Heymans y Baird, 2000), mientras que el de la época 2006/07 difiere de éste. La eficiencia, expresada en porcentaje, fue mayor en 1994/95, presentando una decremento de 50.6% en 2006/07. La principal diferencia en la eficiencia de transferencia promedio entre épocas es el porcentaje de energía que pasa del nivel trófico primario al secundario, dado que en 1994/95 pasa 12.7% de ésta y en 2006/07 solo pasa 4.5%. El consumo total es mayor en 1994/95 respecto a 2006/07 (Tabla 9), donde la mayor parte del flujo de energía del nivel trófico I al II es originada desde los productores primarios. La mayoría de la producción de fitoplancton es incorporada a la red trófica por el zooplancton. Por lo tanto, al tener menor biomasa de este grupo en la época 2006/07 se reduce el consumo y la eficiencia de transferencia. Es posible que la biomasa de zooplancton estimada para la época 1994/95 se encuentre sobreestimada, debido a que se obtuvo con el promedio anual reportado por Álvarez-Cadena (1985), mientras que la estimación de este grupo en 2006/07 se obtuvo de estimaciones directas realizadas en el sur de Sinaloa durante esta misma época. Este mismo efecto fue encontrado por Villanueva *et. al.*, (2006) al comparar laguna de Ébrié y el lago Nokoué, en África. La laguna de Ébrié presentó mayor eficiencia de transferencia en los niveles tróficos II, III y IV respecto al lago Nokoué, sin embargo, esto fue debido a la diferencia en la estructura de la comunidad de peces en ambos ecosistemas. Por otro lado, la eficiencia de transferencia no es constante en todos los niveles tróficos, lo que coincide con lo

reportado en otros ecosistemas de plataforma continental (Arreguín-Sánchez *et. al.*, 2002) y en lagunas costeras (Manickchand-Heileman *et. al.*, 1998; Zetina-Rejón *et. al.*, 2003).

#### **8.4. Series ambientales del índice del PDO y del índice BEST**

Los indicadores oceanográficos analizados en este estudio, sugieren que las épocas de 1994/95 y 2006/07, se encuentran dentro del marco ambiental. Se identificó que tanto el PDO como el BEST mostraron valores positivos durante la época 1994/95, lo que sugiere que la red trófica representada en el modelo de 1994/95, se encontró en una etapa anómalamente cálida. En contraste, en la época 2006/07, los valores de los índices estuvieron cerca de la anomalía 0, o en una fase neutra. Es claro que la temperatura es uno de los factores más importantes que regula las abundancias y distribución de huevos y larvas y muchos otros organismos a lo largo de los diferentes niveles tróficos. Por ejemplo, en Bahía Magdalena analizaron los efectos biológicos de El Niño 1997-1998, registrando cambios importantes en la abundancia de copépodos, huevos y larvas de *Sardinops caeruleus*, *Scomber japonicus*, *Opisthonema spp.* y *Anchoa spp.*, así como un incremento de especies tropicales de copépodos, en la fase más intensa del calentamiento (Palomares-García *et. al.*, 2003). Por otro lado, se argumenta que los cambios en la biomasa de camarón parecen responder a los eventos El Niño-La Niña, con aumentos cuando se producen incrementos en la temperatura junto con fuertes lluvias (Chávez & Castro-Ortiz, 2010). En el caso del lobo marino *Zalophus californianus* encontró que presenta diferencias en cuanto a su abundancia a lo largo del tiempo, influenciadas por las condiciones ambientales (PDOI, MEI, NOI, BivarENSO) (Pérez-Lezama, 2010). De este modo, se corrobora que los indicadores ambientales afectan la trama trófica, desde niveles tróficos inferiores hasta los depredadores tope. Esto hace suponer que el factor ambiental es comparativamente más importante en las diferencias encontradas en la estructura y función del ecosistema que el propio efecto de la pesca, principalmente de la de camarón por la captura incidental y el efecto directo sobre el hábitat.

## 9. CONCLUSIONES

- El índice de Pedigree del modelo de 2006/07, mostró una certidumbre media con respecto al origen de los datos de entrada, lo que valida la comparación de ambos modelos de ecosistema.
- El contraste entre los indicadores a nivel de grupo funcional y del ecosistema, en la plataforma continental del sur de Sinaloa entre las épocas analizadas, sugieren una estructura y función distinta de la red trófica.
- A pesar de que existen diferencia de estructura y función entre épocas, el rol trófico de los grupos funcionales fue similar.
- Se identificó que en las dos épocas, los grupos de productores primarios (Fitoplancton y Macrofitas) y Clupeidae, presentaron un mayor porcentaje de impactos tróficos positivos, lo que refleja la importancia de estos grupos como presas de otros.
- Dado que la producción pesquera en el área se encuentra relativamente estable, no se encontró evidencia de que la pesca industrial de camarón en el sur de Sinaloa sea el principal precursor de la modificación en la estructura y funcionamiento del ecosistema.
- Los índices de centralidad, mostraron diferencias significativas entre las épocas. Se manifiesta la importancia de grupos de nivel trófico bajo en ambos ecosistemas (Zooplancton, Fitoplancton, Detritus y Otros macrocrustáceos) por presentar un mayor aporte en la estabilidad del ecosistema.
- En general, los resultados de este estudio indican que el ecosistema bentónico del sur de Sinaloa en la época 2006/07 a diferencia de la época 1994/95, se caracteriza como un sistema inmaduro, con baja eficiencia de transferencia de energía, cadenas tróficas relativamente cortas y un bajo reciclaje de materia, características que comparte con otros ecosistemas altamente productivos de la plataforma continental.

- El efecto de la variabilidad ambiental sobre la estructura del ecosistema del sur de Sinaloa es comparativamente más importante que el efecto de la presión por pesca.

## 10. RECOMENDACIONES

Resulta necesario que cada modelo trófico construido con el enfoque Ecopath se actualice con la información de dieta del mayor número de grupos funcionales posible, dado que esta información es la que permite realizar los vínculos tróficos en el modelo. Además, con ello se reduce en gran medida la incertidumbre que generan los datos de entrada. Por lo tanto, es importante retomar estudios de dieta principalmente en aquellos grupos con información escasa, tales como los invertebrados. En estos grupos la información no fue posible actualizarla para el modelo de la época 2006/07. Por otro lado, la información disponible de pesca de escama y ribereña en Sinaloa es baja, debido a que los sitios de desembarco se encuentran dispersos a lo largo de la costa. Aún así, la información de los anuarios estadísticos de pesca es indicador útil y permite evaluar en la mayoría de las pesquerías sus efectos tróficos sobre el ecosistema, aunque los resultados deben ser interpretados como tendencias más que como valores absolutos. Adicionalmente, a pesar de que el ecosistema del sur de Sinaloa ha estado afectado por la pesquería de camarón, éste fue definido como un ecosistema en estado estable en 2006/07. Por lo que resulta de interés, identificar tendencias en indicadores de auto-organización que llevaron al ecosistema a este estado durante estas dos épocas de estudio. Finalmente, el enfoque Ecopath ha sido una herramienta útil en la modelación de ecosistemas. Al respecto, se cuenta con mucha información disponible, sin embargo es necesario continuar realizando análisis desde distintos puntos de vista.

## 11. BIBLIOGRAFÍA

- Allen K. R. 1971. Relation between production and biomass. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 28: 1573-1581.
- Álvarez-Borrego S., J. Rivera, G. Gaxiola, M. Acosta & R. Schwartzlone. 1978. Nutrientes en el Golfo de California . *Ciencias Marinas*, 5:53-71.
- Álvarez-Cadena, J. N. 1985. Composición y abundancia de los copépodos planctónicos de la bahía de Mazatlán, Sin. México (1979-1980). *An. Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. México*, 12(1):1-29.
- Amezcuca-Linares, F. 1996. Peces demersales de la plataforma continental del Pacífico central de México. ICMYL. UNAM. Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad. México, D. F. 184 p.
- Arreguín-Sánchez, F., E. Arcos & E. Chávez. 2002. Flows of biomass and structure in an exploited benthic ecosystem in the Gulf of California, Mexico. *Ecological Modeling*. 156:167-183.
- Arreguín-Sánchez, F., A. Hernández-Herrera, M. Ramírez-Rodríguez & H. Pérez-España. 2004. Optimal management scenarios for the artisanal fisheries in the ecosystem of La Paz Bay, Baja California Sur, Mexico. *Ecological Modeling*, 172:373- 382.
- Arreguín-Sánchez, F. P. del Monte-Luna, J. G. Díaz-Uribe, M. Gorostieta, E. A. Chávez & R. Ronzón-Rodríguez. 2007. Trophic model for the ecosystem of La Paz Bay, Southern Baja California Peninsula, Mexico, 134-160. En: Le Quesne, W. J. F., Arreguín-Sánchez, F., Heymans, S. J. J. (Eds.), *INCOFISH ecosystem models: transiting from Ecopath to Ecospace*. Fisheries Centre Research Reports 15(6). Fisheries Centre, University of British Columbia.
- Ball, B., B. Munday & I. Tuck. 2002. Effect of otter trawling on the benthos and environment in muddy sediment. 69-82. En: Kaiser M., y S.J. de Groot. *Effect of fishing on Non-Target Species and* , Blackwell Science USA, 399 p.
- Baird, D., Ulanowicz, R., 1989. The seasonal dynamics of the Chesapeake Bay ecosystem. *Ecol. Monogr.*, 59 (4):329–364.

- Banse, K. & S. Mosher. 1980. Adult body mass and annual production/biomass relationships of field population. *Ecological monographs*, 50(3):335-379.
- Barnes, R., Hughes, R., 1988. *An Introduction to Marine Ecology*, 2a edn. Blackwell, Oxford, 351 p.
- Barrett, B. & Ralph, E. 1977. Environmental conditions relative to shrimp production in coastal Louisiana along with shrimp catch data for the Gulf of Mexico. Dept. Wildlife Fisheries, Tech. Bull, (26): 24.
- Bearez, P. H. 1996. Lista de los peces marinos del Ecuador. *Revista Biología tropical*, 44(2):731-741.
- Beverton, R. J. H. 1984. Dynamics of single species. En: R. M. May (editor). *Exploitation of Marine Communities*. Springer Verlag, Berlín, 13 p.
- Borgatti, S.P., M.G. Everett y L.C. Freeman. 2002. *Ucinet 6 for Windows: Software for Social Network Analysis* Harvard: Analytic Technologies.
- Bussing, W.A. & M.I. López. 1993. Peces demersales y pelágicos costeros del Pacífico de centro América meridional. Guía ilustrada (Span/English) Special Pub. *Revista de Biología Tropical*, 164 p.
- Borgatti, S.P., M.G. Everett & L.C. Freeman. 2002. *Ucinet 6 for Windows: Software for Social Network Analysis* Harvard: Analytic Technologies.
- Castro-Aguirre, J. L., E. F. Balart, J. Arvizu-Martínez. 1995. Contribución al conocimiento del origen y distribución de la ictiofauna del Golfo de California, México. *Hidrobiológica*. 5:37-78.
- Christensen, V. 1995. Ecosystem maturity-towards quantification. *Ecol. Modeling*, 77:3-32.
- Christensen V. 1996. Managing fisheries involving predator and prey species. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 6: 417-442.
- Christensen V. & D. Pauly. 1992. ECOPATH II – a software for balancing steady-state models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling*, 61: 169-185.
- Christensen V. & D. Pauly. 1993a. Trophic models of aquatics ecosystems. Philippines, ICLARM Conf. Proc. 26. 390 p.

- Christensen V. & D. Pauly. 1993b. Flow characteristics of aquatic ecosystems. 186-192. En: Christensen, V. y D. Pauly (Eds.). Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.
- Christensen, V. & D. Pauly. 1996. Ecopath for Windows-A Users Guide. ICLARM, Manila.
- Christensen V., C. J. Walters & D. Pauly. 2000. Ecopath with Ecosim: a user's guide. October 2000 edition. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, Canada e ICLARM, Penang, Malasia, 130 p.
- Christensen & Walters. 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling* 172:109-139.
- Christensen, V., C. J. Walter & D. Pauly. 2005. Ecopath with Ecosim: a User's Guide. Fisheries Centre, University of British Columbia. Vancouver, 154 p.
- Cisneros-Mata, M., M. Vevárez-Martínez, J. Santos, A. Godínez & G. Montemayor. 1997. Sinopsis de la pesquería de pelágicos menores del Golfo de California de 1991/1992 a 1995/1996. Instituto Nacional de Pesca, CRIP Guaymas, 89 p.
- Cook, R. 2003. The magnitude and impact of By-catch mortality by Fishing Gear, 219-233. En: M. Sinclair and G. Valdimarsson. (Eds.) Responsible fisheries in the marine ecosystem. FAO, Rome, Italy, 426 p.
- Cruz-Escalona, V. H. 2005. Interdependencia ecológica entre Laguna de Alvarado, Veracruz y la plataforma continental adyacente. Tesis de doctorado. Instituto Politécnico Nacional. México, 136 p.
- Cruz-Martínez, A. 1995. Productividad primaria acuática en la bahía de Mazatlán. Tesis de licenciatura. ICMYL. UNAM. México, 56 p.
- Da Silva. 1986. River runoff and shrimp abundance in a tropical coastal ecosystem. The example of the Safala Bank (central Mozambique). NATO, ASI Ser., 67: 32 p.
- Del Monte-Luna, P., F. Arreguín-Sánchez & D. Lluch-Belda. 2007. Marine ecosystem analyses in the Gulf of Ulloa, Mexico: BAC meets Ecopath, 114–133. En: Le Quesne, W.J.F., Arreguín-Sánchez, F. and Heymans, S.J.J. (eds.) INCOFISH ecosystem models: transiting from Ecopath to Ecospace. Fisheries Centre Research Reports 15(6). Fisheries Centre, University of British Columbia.

- Del Valle, L.I. 1989. Estrategia de producción y explotación en una laguna costera de México. Tesis de doctorado, Universidad Politécnica de Cataluña, España, 265 p.
- Díaz-Uribe J. G., F. Arreguín-Sánchez & M. Cisneros-Mata. 2007. Multispecies perspective for small-scale fisheries management: A trophic analysis of La Paz Bay in the Gulf of California, Mexico. *Ecological modeling*, 201:205-222.
- Duan, L. J., S. Y., Liu, Y., J. Moreau & V. Christensen. 2009. Modeling Changes in the Coastal Ecosystem of the Pearl River Estuary from 1981 to 1998. *Ecological Modeling*, 220(20):2802-2818.
- Elton C. 1927. *Animal ecology*. MacMillan, New Cork, New Cork, USA.
- Eschmeyer, W. N., E. S. Herald. & H. Hammann. 1983. *A field guide to the Pacific coast fishes of North America*. Houghton Miffl in, Boston, 336 p.
- FAO. 2003. *The ecosystem approach to fisheries*. FAO Technical Guidelines for Responsible fisheries 4(2)112.
- Finn, J. T. 1976. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. *J. Theor. Biol.* 56:363-380.
- Fischer, W., F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K. E. Carpenter. & V. H. Niem. Eds. 1995. *Guía FAO para la identificación de especies para los fines de pesca, Pacífico Centro-Oriental*. FAO. Vol. II y III. 648-1813.
- Funtowicz, S. O. & J. R. Ravetz. 1990. *Uncertainty and quality in Science for policy*. Kluwer, Dordrecht.
- Froese. R. & D. Pauly. Editors. 1995. *FishBase*. World Wide Web electronic publication.
- Froese. R. & D. Pauly. Editors. 2010. *FishBase*. World Wide Web electronic publication.
- Galván-Piña, V. H. 2005. Impacto de la pesca en la estructura, función y productividad del ecosistema de la plataforma continental de las costas de Jalisco y Colima, México. Tesis de doctorado. Instituto Politécnico Nacional. México, 106 p.

- Garza-Osuna, T.E. 1999. Características estructurales de las comunidades de macroalgas de la bahía de Mazatlán durante El Niño 1997-98. Tesis de licenciatura. ICMYL. UNAM. México, 51 p.
- García, C. B. & L. O. Duarte. 2002. Consumption to biomass (Q/B) ratio and estimates of Q/B-predictor parameters for caribbean fishes. *NAGA, ICLARM Quaterly* 25(2):19-31.
- García-Morales, R. Análisis de la variabilidad superficial de mesoescala en el Golfo de California y su relación con la distribución y abundancia relativa de misticetos (2005-2006). 2008. Tesis de maestría. Instituto Politécnico Nacional. México, 115 p.
- Guía. Fisheries Centre, University of British Columbia. Vancouver. 154 p.
- Hall, M. A., D. L. Alverson & K. I. Metuzals. 2000. By-catch: Problems and solutions. *Mar. Poll. Bull*, 41(1-6):204-219.
- Heymans J. J. & D. Baird. 2000. Network analysis of the northern Benguela ecosystem by means of NETWRK and ECOPATH. *Ecological modeling*, 131:97-119.
- Hiddink, J. G., T. Hutton, S. Jennings & Kaiser. 2006. Predicting the effect of area closures and fishing effort restriction on the production, biomass and species richness of benthic invertebrate communities. *Marine Science*, 63:822-830.
- Hilborn, R. C. J. Walters. 1992. Quantitative fisheries stock assessment. Chapman and Hall, New York, 569 p.
- Hirata, H. & R. E. Ulanowicz. 1984. Information theoretical analysis of ecological networks. *Int. J. Systems Sci.* 15:261-270.
- Holling, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological system. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 4:1-24.
- Ibáñez-Aguirre, A. L. & M. Gallardo-Cabello. 1995. Total and natural mortality of *Mugil cephalus* and *M. curema* (Pisces:Migilidae), in Tamiahua Lagoon, Veracruz. I. Selectivity. *Hidrobiológica*, 6(1-2):9-16.
- Izquierdo, L.R. y R.A. Hanneman. 2006. Introduction to the formal analysis of social networks using mathematica Version 2. [Publicado en línea]. Disponible en: <http://www.luis.izquierdo.name.Burgos, Spain>.

- Jenning, S. & J.G. Reynolds. 2000. Impact fishing on diversity: from pattern to process. 235-248. En: Kaiser M., y S.J. de Groot. Effect of fishing on Non-Target Species and Habitats. Blackwell Science. USA, 399 p.
- Jiménez Prado, P. & P. Béarez. 2004. *Peces marinos del Ecuador continental/ Marine fishes of continental Ecuador, Tomo 2*. SIMBIOE/NAZCA/ IFEA, Quito. 401 p.
- Koschützki, D. 2008. Network centralities. En: Junker, H.B. y F. Schreiber. Analysis of biological networks. Wiley Interscience. U.S.A. 65-84 p.
- 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.
- Leontief, W. W., 1951. The structure of the American Economy. 1919-1939, 2da. Ed. Oxford University Press, New York. 264 p.
- Lercari-Bernier, D. & F. Arreguín-Sánchez. 2008. An ecosystem modelling approach to deriving viable harvest strategies for multispecies management of the Northern Gulf of California. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem, Publicado en línea en [www.interscience.wiley.com](http://www.interscience.wiley.com).
- Lercari, D., L. Bergamino, & O. Defeo. 2010. Trophic models in sandy beaches with contrasting morphodynamics: Comparing ecosystem structure and biomass flow. Ecological modeling, 221:2751-2759.
- Leavitt, H. J. 1951. Some effects of communication patterns on group performance. Journal of Abnormal and Social Psychology, 46:38-50.
- Lindeman R. L. 1942. The trophic-dynamic aspect of ecology. Ecology, 23, 399-418 p.
- Longhurst, A. R. & D. Pauly, 1987. Ecology of tropical oceans. Academic Press, Inc., San Diego, Ca., U.S.A., 407 p.
- Lluch-Belda, D. 1977. Diagnóstico, modelo y régimen óptimo de la pesquería de camarón de alta-mar del noroeste de México. Tesis de doctorado, Instituto Politécnico Nacional, México, 430 p.

- Madrid-Vera, J., F. Amezcua & E. Morales-Bojórquez. 2007. An assessment approach to estimate biomass of fish communities from by-catch data in a tropical Shrimp-trawl fishery. *Fisheries Research*, 83:81-89.
- Maluf, L. Y. 1983. The Physical Oceanography, 26-45. En: Case, T. J. y M. L. Cody (Eds.) *Island Biogeography in the Sea of Cortez*. University of California Press, Berkeley, 108 p.
- Manickchand-Heileman, S., F. Arreguín-Sánchez, A. Lara-Domínguez. L. A. Soto. 1998. Energy flow and network analysis of Terminos Lagoon, SW Gulf of Mexico. *Revista de Biología de Pesces*. 53, 179–197.
- Manjarrez-Acosta, C. 2001. Variación estacional de la abundancia de peces de fondos blandos en el área costera del sur de Sinaloa. Tesis de maestría. CICIMAR,IPN. México, 134 p.
- Mantua, N. J., S. R. Hare, Y. Hang, J. M. Wallace & R. C. Francis. 1997. A Pacific interdecadal climate oscillation with impacts on salmon production. *Bull. Amer. Meteor. Soc.* 78:1069-1079.
- Medina M., H. Arancibia, & S. Neira. 2007. Un modelo trófico preliminar del ecosistema pelágico del norte de Chile (18°20 S-24°00 S). *Investigaciones Marinas*, 35(1):25-38.
- Medo, M. & J. Smerek. 2008. Heterogeneous network with distance dependent connectivity. [Publicado en línea]. Disponible en: [http://arXiv:0802.1431v1\[physics.soc.-ph\]](http://arXiv:0802.1431v1[physics.soc.-ph]).
- Mendieta, A., M. Samamé. 1984. Avance de las investigaciones del “vocador” *Prionotus stephanophrys* L. en el área de su distribución, 17. En: Libro de resúmenes. I Congreso Nacional de Biología Pesquera, 28 de Junio al 01 de Julio, 1984. Colegio de Biólogos Regional del Norte, Trujillo-Perú.
- Miller, D. J. & R.N. Lea. 1976. Guide to the coastal marine fishes of California. Dept California. Fish and Game, Fish. Bull. 157:1-249.
- Molina, L.J., A. Quiroga & A. de Federico. 2006. Taller de autoformación con programas informáticos de análisis de redes sociales. España. 107 p.
- Monaco, M. & R. Ulanowicz. 1997. Comparative ecosystem trophic structure of three U.S. mid-Atlantic estuaries. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 161:239-254.

- Morales-Bojórquez, E., J. López- Martínez & S. Hernández-Vásquez. 2001. Dynamic catch-effort model for Brown shrimp *Farfantepenaeus californiensis* (HOLMES) from the Gulf of California, Mexico. *Ciencias Marinas*. 27:105-124.
- Morales-Zárate, M. V., F. Arreguín-Sánchez, J. López-Martínez & S. E. Lluch-Cota. 2004. Ecosystem trophic structure and energy flux in the Northern Gulf of California, Mexico. *Ecological Modeling*, 174:331–345.
- Nelson, J. S. 2006. *Fishes of the world*. Fourth edition. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey.
- Nieto-Navarro, J. T. 2010. Estructura y Organización de la ictiofauna de fondos blandos del sur de Sinaloa: Análisis ecológico y topológico de taxa. Tesis de doctorado. Instituto Politécnico Nacional, México, 178 p.
- Odum, E.P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*. 104: 262-270.
- Odum E. P. 1971. *Fundamentals of ecology*. Saunders, Philadelphia, 574 p.
- Odum, E. P. 1972. *Ecología*. 3a. Edición. Interamericana, México, D.F. 639 p.
- .Odum H. 1956. Efficiencies, size of organisms, and community structure. *Ecology*, 37: 592-597.
- Olabarria C., J. L. Carballo & C. Vega. 2001. Spatio-temporal changes in the trophic structure of rocky intertidal Mollusca assemblages on a tropical shore. *Ciencias Marinas*. 27:235-254.
- Palomares M. L. & D. Pauly. 1989. A multiple regression model for predicting the food consumption of marine fish populations. *Aust. J. Marine Freshwater Research* 40:259-273.
- Palomares-García, R., A. Martínez-López, R. De Silva-Dávila, R. Funes-Rodríguez, M. A. Carballido-Carranza, R. Avendaño-Ibarra, A. Hinojosa-Medina & G. A. López-Ibarra. 2003. Biological effects of El Niño 1997-98 on a shallow subtropical ecosystem: Bahía Magdalena, Mexico. *Geofísica International*, 42(3):455-466.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationship between natural mortality, growth parameters, and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. Int. Explor. Mer.* 39(2):175-192.

- Pauly, D. 1983. Algunos métodos simples para la evaluación de recursos pesqueros tropicales. FAO Doc. Tec. Pesq. 234:49 p.
- Pauly D. 1998. Use of Ecopath with Ecosim to evaluate strategies for sustainable exploitation of multispecies resources. Fish. Cent. Res. Rep. 6(2): 1-45.
- Pauly D., M. Soriano & M. L. Palomares, 1993. Improved construction, parametrization and interpretation of steady-state ecosystem models, 1-13. En: Christensen V. y D. Pauly (eds.) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.
- Pauly, D. & V. Christensen. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. Nature 374, 225-257.
- Pauly, D., V. Christensen & N. Haggan. 1996. Mass-balance models of Northeastern Pacific Ecosystems: proceedings of a workshop held at the Fisheries Centre University of British Columbia, Vancouver, B.C., Canada, November 6-10, 1995. Fish. Cent. Res. Rep, 4(1): 1-115.
- Pauly, D. & M.L. Palomares. 2005. Fishing down marine food web: It is far more pervasive than we thought. Bull. Mar. Sci., 76(2):197-211.
- Pérez-España, H. & F. Arreguín-Sánchez. 1999. A measure of ecosystem maturity. Ecological Modelling, 119: 79-85.
- Pérez-Lezama, E. L. 2010. Demografía del lobo marino de California (*Zalophus californianus* LESSON, 1828) y su relación con variables ambientales en el Golfo de California, México. Tesis de Doctorado. Instituto Politécnico Nacional, México, 174 p.
- Peters, H. P. 1983. The ecological implication of body size. Cambridge studies in ecology, 329 p.
- Pianka, E. R. 1973. The structure of lizard communities. Ann. Rev. Ecol. Syst., 4:53-54.
- Pimm, S. L. 1982. Food webs. Chapman y Hall, London, 219 p.
- Robertson, D.R. & G.R. Allen. 2002. Shore fishes of the Tropical Eastern Pacific: an Information System. CD-ROM. Smithsonian Tropical Research Institute, Balboa, Panama.

- Rochet, M. J. & V. M. Trenkel. 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Can. Journal of fish. Aquat Science*, 60: 86-99.
- 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.
- Ronzón-Rodríguez, R. 2009. Desempeño de indicadores de especie clave para evaluar perturbaciones en ecosistemas arrecifales. Tesis de Maestría. Instituto Politécnico Nacional. México, 153 p.
- Rosas-Luis, R., C. A. Salinas-Zavala, V. Koch, P. del Monte Luna & M. V. Morales-Zárate. 2008. Importance of Jumbo squid *Dosidicus gigas* (Orbigny, 1835) in the pelagic ecosystem of the central Gulf of California. *Ecological Modeling*, 218:149-161.
- Ruiz-Ramírez, S., G. Lucano-Ramírez & J. Mariscal-Romero. 1997. Length-Weight relationships of soft-bottom demersal fishes from Jalisco and Colima states, Mexico. *Naga, ICLARM Q.* 20: 62-63.
- SAGARPA, 2007. Anuario Estadístico de Pesca 2007. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. CONAPESCA, México.
- SAGARPA, 2009. Anuario Estadístico de Pesca 2009. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. CONAPESCA, México.
- Sala, E., O. Aburto-Oropeza, M. Reza, G. Paredes & L. G. López-Lemus. 2004. Fishing down coastal Food webs in the Gulf of California. *Fisheries*, 29:19-29.
- 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.
- 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.

- Sarmiento-Náfate, S., H. A. Gil-López & D. Arroyo. 2007. Shrimp by-catch reduction using a short funnel net, in the Gulf of Tehuantepec, South Pacific, México. *Revista de Biología Tropical*. 53 (3-4):889-897.
- Schratzberger, M & Jennings, S. 2002. Impacts of chronic trawling disturbance on meiofaunal communities. *Marine biology*, 141(5):991-1000.
- Sheridan, P. 1996. Forecasting the fishery for pink shrimp, *Penaeus duorarum*, on the Tortugas Grounds, Florida. *Fish. Bull.*, 94: 743–755.
- Schultz S. T., J. H. Goddard, T. M. Gosliner, D. E. Mason, W. E. Pence, G. R. McDonald, V. B. Pearse & J. S. Pearse. 2011. Climate-index response profiling indicates larval transport is driving population fluctuations in nudibranch gastropods from the northeast Pacific Ocean. *Limnol. Oceanogr.*, 56(2):749-763.
- Solana, S.R. & F. Arreguín-Sánchez. 1993. Cambios estacionales de la abundancia del camarón café (*Penaeus aztecus*) de la zona noroccidental del Golfo de México y su relación con parámetros ambientales. *Ciencias Marinas*, 19(2): 155–168.
- Sparre, P. & S. C. Venema. 1992. Introducción a la evaluación de los recursos pesqueros tropicales. Parte 1, Manual documento técnico de pesca, N° 306.1. Rev. 2. Valparaíso, Escuela de Ciencias del Mar. 1992,458 p.
- Trenberth, K. E., 1984. Signal versus noise in the Southern Oscillation. *Mon. Wea. Rev.*, 112:326-332.
- Tripp-Valdez, A. 2010. Comparación de dos enfoques metodológicos para el análisis de la estructura trófica de la ictiofauna de fondos blandos de las costas de Nayarit, México. Tesis de doctorado. Instituto Politécnico Nacional. México, 131 p.
- Tribus, M. & E. C. McIrvine. 1971. Energy and information. *Sci. Am.* 225:179-188.
- Ulanowicz R. E. 1986. Growth and development: ecosystems phenomenology. Springer-Verlay, New York, 203 p.
- Ulanowicz, R. E. 1995. The part-whole relation in ecosystem. 549-560. En: Patten, B.C y S. E. Jørgensen (Eds). *Complex ecology*. Prentice-Hall, Englewood Cliff, New Jersey.

- Ulanowicz, R. 1997. Ecology, The Ascendent Perspective. Columbia University Press, NY, 201 p.
- Ulanowicz, R. E. & C. J. Puccia. 1990. Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses* 5:7-16.
- Ulanowicz, R. E. & J. S. Norden. 1990. Symmetrical overhead in flows networks. *Int. J. Syst. Sci.*, 21(2):429-437.
- Valiela, I. 1995. Marine ecological processes. 2<sup>a</sup>. edición. Springer, 686 p.
- Vasconcellos, M., S. Mackinson, K. Sloma & D. Pauly. 1997. The stability of trophic mass-balance models of marine ecosystems: a comparative analysis. *Ecological Modelling*. 100: 125-134.
- Villanueva, M. C., P. Lalèyè, J. J. Albaret, R. Laë, L. Tito de Morais & J. Moreau. 2006. Comparative analysis of trophic structure and interactions of two tropical lagoons. *Ecological Modeling*, 197:461-477.
- Walters, C., V. Christensen & D. Pauly. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic massbalance assessments. *Review in Fish Biology and Fisheries*, 7(2): 139–172.
- Walters, C., D. Pauly & V. Christensen. 2000. Ecospace: prediction of mesoscale spatial patterns in trophic relationships of exploited ecosystems, with emphasis on the impacts of marine protected areas. *Ecosystems*, 2: 539–554.
- Wolff, M., 1994. A trophic model for Tongoy Bay—a system exposed to suspended scallop culture (Northern Chile). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 182:149– 168.
- Yáñez-Arancibia, A., L. L. Dominguez & D. Pauly. 1994. Coastal lagoons as fish hábitats. En: Kjerfve. (Ed.) *Coastal lagoon processes*, 60. Elsevier oceanogr. Ser., 363-376 p.
- Zar, J. H. 1996. Biostatistical analysis. Third edition. Prentice Hall. New Jersey. USA. 622 pp.
- 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.

Zhang Y. & Y. Chen. 2007. Modeling and evaluating ecosystem in 1980s and 1990s for American Lobster (*Homarus americanus*) in the Gulf of Maine. *Ecological Modelling*,203:475-489.

## 12. ANEXOS

Anexo 1. Valores absolutos de los índices de grado, cercanía e intermediación correspondiente a las épocas 1994/95 y 2006/07.

Grupos funcionales	Índice de Grado (D <sub>i</sub> )		Índice de Cercanía (CC <sub>i</sub> )		Índice de Intermediación (BC <sub>i</sub> )	
	Época 1994/95	Época 2006/07	Época 1994/95	Época 2006/07	Época 1994/95	Época 2006/07
Coryphaenidae	2.74	1.45	0.006	0.002	158.03	697347.19
Lutjanidae	2.47	1.87	0.005	0	27.94	0
Synodontidae	4.63	1.2	0.006	0	50.81	0
Aves	1.84	1.86	0.006	0	225.8	0
Rajiformes	7.5	2.64	0.008	0.006	943.76	2576574864011
Palinura	37.37	0.08	0.009	0.002	190.93	539639.32
Cephalopoda	62.01	31.76	0.008	0.012	86.44	2844325.33
Cheloniidae	2.39	0.49	0.009	0.001	454.74	47.31
Scombridae	8.33	0.25	0.008	0.002	321.33	4148.68
Serranidae	18.39	1.73	0.007	0.005	110.3	61352985.92
Tetraodontidae	5.77	1.21	0.008	0.003	29.1	2769.3
Pleuronectiformes	16.37	3.76	0.007	0.002	2206.57	34.86
Carangidae	14.66	11.1	0.008	0.002	249.18	26.36
Centropomidae	4.31	2.39	0.005	0	45.15	0
Coelenterata	9.66	16.78	0.008	0.008	0.58	0.02
Ariidae	7.65	9.65	0.009	0.002	108.52	2011755.41
Portunidae	12.84	6.8	0.009	0.006	11.71	3243088.07
Scorpaenidae/Triglidae	5	0.41	0.006	0.002	1.32	0.008
Polynemidae/Mullidae	9.21	2.76	0.006	0.001	1.71	4.41
Sciaenidae	10.26	7.11	0.006	0.003	1118.37	0.24
Mugilidae	17.56	4.53	0.006	0.002	7.91	132.51
Equinodermata	33.36	0.31	0.006	0.003	43.05	52513714.22
Gerreidae	30.3	14.47	0.008	0.002	33.76	196.41
Bivalvia	83.9	62.49	0.014	0.009	2.41	40.41
Penaeidae	23.52	59.07	0.015	0.012	17.39	1001.46
Otros peces	79.78	25.3	0.012	0.011	1504.53	235.5
Haemulidae	14.42	11.11	0.008	0.002	421.29	121618.22
Stomatopoda	8.63	0.31	0.01	0.009	195.8	20242478298
Zooplankton	2602.03	2124.47	0.018	0.014	37.54	91.13
Otros macrocrustáceos	52.65	38.77	0.02	0.02	43.34	208.5
Porifera	32.05	0.62	0.008	0.004	0.04	0.004
Polychaeta	187.29	130.88	0.016	0.01	6.17	102.62
Clupeidae	196.66	503.69	0.011	0.009	9.57	25.43
Gastropoda	74.73	0.87	0.012	0.007	0.56	0.196
Fitoplancton	1792.66	1592.01	0.014	0.014	0	0
Macrofitas	127.24	530.23	0.017	0.015	0	0
Detritus	624.07	493.37	0.017	0.019	0	0

Anexo 2. Matriz de consumo utilizada para obtener los valores de los índices de centralidad de la época 1994/95.

Grupo funcional	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1 Coryphaenidae	0.0278								0.1504				0.0490
2 Lutjanidae													
3 Synodontidae									0.8425				0.0123
4 Aves													
5 Rajiformes					0.1308				0.0376	0.6686			
6 Palinura		0.0065											
7 Cephalopoda	1.6158	0.0217	0.1287	0.2537	0.0131		2.3552		0.0150	2.5438		1.5347	
8 Cheloniidae		0.0002		0.0002						0.0033			0.0013
9 Scombridae	0.0783									0.3098			0.1594
10 Serranidae	0.0050					1.8092				0.1305			
11 Tetraodontidae	0.0429	0.0434						0.3826		0.7827			0.1471
12 Pleuronectiformes			1.1658	0.0607	0.5035							1.3379	
13 Carangidae	0.2424			0.2684					0.7372				
14 Centropomidae		0.0347											
15 Coelenterata							0.6423	0.0002	0.6620		0.1837		
16 Ariidae	0.0505								0.0677	0.2935			0.2697
17 Portunidae	0.0010	0.1368			0.5885			0.0003		0.4240			0.0490
18 Scorpaenidae/Triglidae	0.0003	0.0087											0.0076
19 Polynemidae/Mullidae		0.0239											0.7847
20 Sciaenidae	0.0151											0.6034	
21 Mugilidae	0.0379												0.1349
22 Equinodermata		0.7774				1.5460				0.0326			
23 Gerreidae	0.0151	0.0413								3.1146			1.3487
24 Bivalvia		0.0087			0.0915	6.7761		0.0141		0.2120	0.8530	0.0262	0.1839
25 Penaeidae	0.0011	0.0521	0.0227		0.2550		0.1606	0.0002		0.1794		0.2099	0.1471
26 Otros peces	0.2424	0.0434	2.3921		0.1308			0.1432	0.0008	0.6523		5.3517	0.0613
27 Haemulidae	0.0480												0.0787
28 Stomatopoda	0.0151	0.0543	0.0189		0.3008			0.0141		0.0065		0.2623	
29 Zooplancton		0.0413		0.5000	1.7263		46.1414	1.6054		0.4729	0.5424	0.0656	3.9847
30 Otros macrocrustáceos	0.0025	0.2150	0.0530		0.5100	0.4276		0.0047		0.1305	0.1837	0.4591	0.0981
31 Porifera											0.3237		
32 Polychaeta		0.2020			0.9351					1.6959	0.5030	0.0656	
33 Clupeidae	0.0808	0.4408		0.7555			4.2287		5.0174	3.7342		3.1087	3.3104
34 Gastropoda					0.0262	5.2630		0.1033		0.2609	1.1460		1.1648
35 Fitoplancton													0.0077
36 Macrofitas		0.0174			1.3209	17.0719		0.0775		0.6523	0.6430		0.0858
37 Detritus													0.2575

Anexo 2. Continuación...

Grupo funcional	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
1 Coryphaenidae													
2 Lutjanidae													
3 Synodontidae													
4 Aves			0.0059										
5 Rajiformes							0.0190						
6 Palinura				0.4737					0.2100				3.7938
7 Cephalopoda													
8 Cheloniidae			0.0024										0.0386
9 Scombridae													0.2529
10 Serranidae													
11 Tetraodontidae													
12 Pleuronectiformes							0.1993						
13 Carangidae	0.1002						0.3511						0.6955
14 Centropomidae							0.8257						
15 Coelenterata		0.3294											
16 Ariidae			0.2022										0.8220
17 Portunidae							0.3132						0.0632
18 Scorpaenidae/Triglidae					0.0543								
19 Polynemidae/Mullidae						0.4826							
20 Sciaenidae	0.1554												
21 Mugilidae	0.2729						0.3037						
22 Equinodermata			0.9041						1.5488	1.8477			0.5058
23 Gerreidae	0.4732						0.7023						
24 Bivalvia	0.0276		0.1071	0.6169				0.0337	0.0788	0.3942			0.9484
25 Penaeidae	0.1969		0.0357	0.1102	0.2516	0.2373	0.2183		0.0263				0.1897
26 Otros peces	0.0207		0.6840	0.3856	1.3420	0.6092	0.3796						3.0350
27 Haemulidae							0.3701						1.2014
28 Stomatopoda	0.0587		0.0892		0.4342	0.1899	0.0854						
29 Zooplancton	0.0587	6.5565	0.3807		0.9720	2.8798		0.7408	0.2888	0.9115	20.6938		17.3248
30 Otros macrocrustáceos	0.1692		0.2260	0.0661	1.7121	0.3798	0.3796	0.3199	0.0263	0.2217		0.0171	0.2529
31 Porifera									5.0926	0.3695			
32 Polychaeta	0.3108		1.0825	1.5092	0.1678	1.9858	2.3441	2.8791	0.4200	3.4490		0.4441	0.8852
33 Clupeidae	1.5818						2.9989						3.5408
34 Gastropoda				0.5067				0.3199	0.4463	0.3449			
35 Fitoplancton			1.5702						0.0788		39.3473	2.9395	
36 Macrofitas	0.0311		0.6543	2.2363				1.9867	14.5165			2.4531	29.0222
37 Detritus		0.9568		5.1005				10.5398	3.4651	17.0726	12.8243	15.3106	0.5691

Anexo 2. Continuación...

Grupo funcional	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37
1 Coryphaenidae											
2 Lutjanidae	0.3013										
3 Synodontidae											
4 Aves											
5 Rajiformes	0.0251	0.0910									
6 Palinura											
7 Cephalopoda											
8 Cheloniidae											
9 Scombridae											
10 Serranidae	0.1506										
11 Tetraodontidae											
12 Pleuronectiformes											
13 Carangidae											
14 Centropomidae											
15 Coelenterata											
16 Ariidae											
17 Portunidae	0.2636										
18 Scorpaenidae/Triglidae											
19 Polynemidae/Mullidae											
20 Sciaenidae											
21 Mugilidae											
22 Equinodermata											
23 Gerreidae											
24 Bivalvia	0.6653										
25 Penaeidae	0.0628										
26 Otros peces	1.0671	0.0980									
27 Haemulidae	0.1758										
28 Stomatopoda	0.1130										
29 Zooplancron	0.2134		180.1300		0.6312					118.1798	
30 Otros macrocrustáceos	0.1506		0.2856	0.2246		0.0459				1.1751	
31 Porifera											
32 Polychaeta	8.5490					0.9502		0.5036			
33 Clupeidae											
34 Gastropoda	0.3892										
35 Fitoplancton			1691.4640	8.9842	0.2630					48.0106	
36 Macrofitas	0.4268				2.1565	17.8956				36.0012	
37 Detritus		6.8041	325.1127	35.7123	23.2214	139.5220				27.6052	

Anexo 3. Matriz de consumo utilizada para obtener los valores de los índices de centralidad de la época 2006/07.

Grupo funcional	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1 Coryphaenidae	0.0348								0.0054				0.1724
2 Lutjanidae		0.0755											
3 Synodontidae													
4 Aves													
5 Rajiformes													
6 Palinura													
7 Cephalopoda	0.0025	0.0252	0.0072	0.0093	0.0661		0.1247			0.0249		0.0255	0.1293
8 Cheloniidae				0.0541									
9 Scombridae	0.0062		0.0012										
10 Serranidae	0.0174					0.0070						0.0541	
11 Tetraodontidae	0.0646		0.0458					0.0083					
12 Pleuronectiformes		0.0899	0.1386									0.1592	
13 Carangidae	0.0944			0.2349									
14 Centropomidae													
15 Coelenterata							2.5883	0.0228			0.0996		
16 Ariidae	0.0720												
17 Portunidae	0.0521	0.1851			0.1982			0.0184					
18 Scorpaenidae/Triglidae	0.0186												
19 Polynemidae/Mullidae			0.1169										
20 Sciaenidae	0.0708											0.1592	
21 Mugilidae	0.0807	0.0935											
22 Equinodermata						0.0034							
23 Gerreidae	0.4209												
24 Bivalvia		0.7567				0.0488		0.0299		0.1762	0.4848	0.1050	
25 Penaeidae	0.0521	0.2049	0.0904		0.7613		2.2453	0.0228		0.6500		0.2642	0.1616
26 Otros peces	0.0993		0.2254	0.3729	0.1771			0.0703	0.0852	0.5004		0.2865	0.2478
27 Haemulidae	0.0819												
28 Stomatopoda	0.0025	0.0009			0.0396			0.0004		0.0015		0.0011	
29 Zooplancton				0.4662	0.5974		19.4277	0.2165			0.1083		0.1401
30 Otros macrocrustáceos	0.0186	0.1456	0.0253		0.2194	0.0141		0.0198		0.2145	0.0832	0.1337	0.1939
31 Porifera											0.0854		
32 Polychaeta					0.5815						0.1149		
33 Clupeidae	0.0546	0.1114	0.5556	0.7253			6.7981		0.1535			1.6966	9.6000
34 Gastropoda						0.0033		0.0003			0.0022		
35 Fitoplancton													
36 Macrofitas						0.0093		0.0285			0.1160		
37 Detritus		0.1096								0.0931		0.3024	0.1293

Anexo 3. Continuación...

Grupo funcional	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
1 Coryphaenidae													
2 Lutjanidae													
3 Synodontidae													
4 Aves													
5 Rajiformes													
6 Palinura									0.0020				0.0650
7 Cephalopoda	0.0120		0.0479		0.0068	0.0212							
8 Cheloniidae													
9 Scombridae													
10 Serranidae													
11 Tetraodontidae													
12 Pleuronectiformes						0.1931							
13 Carangidae													
14 Centropomidae													
15 Coelenterata		0.5674											
16 Ariidae													
17 Portunidae			0.0958	0.2375									
18 Scorpaenidae/Triglidae													
19 Polynemidae/Mullidae													
20 Sciaenidae													
21 Mugilidae													
22 Equinodermata			0.0383						0.0127				
23 Gerreidae													
24 Bivalvia			1.0054	1.2606				0.3532	0.0043	3.3164			
25 Penaeidae	1.2943			0.6942	0.2445		2.1053		0.0020				
26 Otros peces	0.3278		0.1724	0.4385			0.2133			0.3935			
27 Haemulidae													
28 Stomatopoda	0.0024					0.0026							0.0052
29 Zooplankton		11.4019						0.3750	0.0025		11.5635		3.5320
30 Otros macrocrustáceos	0.0813		0.1724	0.6638	0.0104	0.2460	0.2683	0.0174	0.0015	0.1827		0.2013	
31 Porifera									0.0551				
32 Polychaeta			5.3237	0.7247				0.8634	0.0038			9.4620	
33 Clupeidae	0.3326		0.6703			1.1242							
34 Gastropoda				0.1096		0.0015		0.0020	0.0051				
35 Fitoplancton								0.6062	0.0008		20.2907	7.0462	
36 Macrofitas				0.9134					0.1350	0.1686	3.8727	5.6370	
37 Detritus	0.3397	1.5401	2.0586	1.0474	0.1385	1.0580	4.2931	2.1455	0.0295	9.9912	18.7634	27.9332	18.0718

Anexo 3. Continuación...

Grupo funcional	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37
1 Coryphaenidae											
2 Lutjanidae											
3 Synodontidae											
4 Aves											
5 Rajiformes		0.0039									
6 Palinura											
7 Cephalopoda	0.0106										
8 Cheloniidae											
9 Scombridae											
10 Serranidae											
11 Tetraodontidae											
12 Pleuronectiformes											
13 Carangidae											
14 Centropomidae											
15 Coelenterata											
16 Ariidae											
17 Portunidae											
18 Scorpaenidae/Triglidae											
19 Polynemidae/Mullidae											
20 Sciaenidae											
21 Mugilidae											
22 Equinodermata	0.0023										
23 Gerreidae											
24 Bivalvia	0.4629										
25 Penaeidae											
26 Otros peces		0.0189									
27 Haemulidae											
28 Stomatopoda											
29 Zooplancton	0.2976		110.0992		0.0093						
30 Otros macrocrustáceos	0.1102		0.1828	1.7614		0.2232	0.9638				
31 Porifera											
32 Polychaeta	0.5290					1.5625					
33 Clupeidae											
34 Gastropoda											
35 Fitoplancton			1557.1170	6.9477	0.0049						
36 Macrofitas				23.9091	0.0410	14.0626	480.9123	0.4253			
37 Detritus	9.6220	0.2391	298.8406		0.4326	95.8715		0.3209			