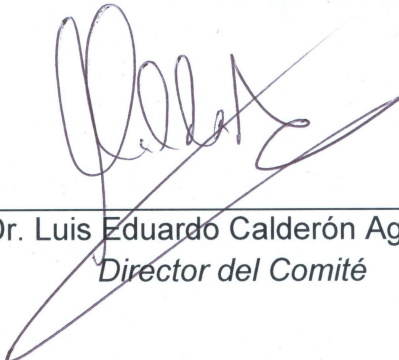



TESIS DEFENDIDA POR
Alejandro Rodríguez Uceda
Y APROBADA POR EL SIGUIENTE COMITÉ



Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera
Director del Comité



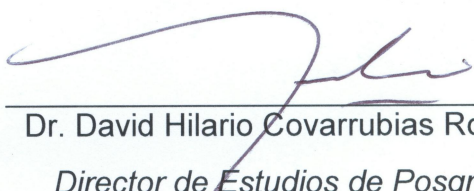
M.C. Vicente Ferreira Bartrina
Miembro del Comité



M.C. Francisco Suárez Vidal
Miembro del Comité



Dr. Axayácatl Rocha Olivares
*Coordinador del programa de
posgrado en Ecología Marina*



Dr. David Hilario Covarrubias Rosales
Director de Estudios de Posgrado

4 de noviembre de 2009.

**CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA Y DE EDUCACIÓN SUPERIOR
DE ENSENADA**



**PROGRAMA DE POSGRADO EN CIENCIAS
EN ECOLOGÍA MARINA**

**CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA TRÓFICA DE LAS COMUNIDADES
DE PECES ARRECIFALES EN EL PACÍFICO MEXICANO**

TESIS

que para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de
MAESTRO EN CIENCIAS

Presenta:

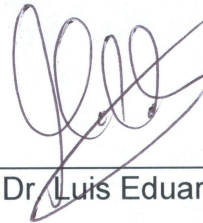
ALEJANDRO RODRÍGUEZ UCEDA

Ensenada, Baja California, México, noviembre de 2009.

RESUMEN de la tesis de **Alejandro Rodríguez Uceda**, presentada como requisito parcial para la obtención del grado de MAESTRO EN CIENCIAS en **Ecología Marina**. Ensenada, Baja California. Noviembre de 2009.

CAMBIOS EN LA ESTRUCTURA TRÓFICA DE LAS COMUNIDADES DE PECES ARRECIFALES EN EL PACÍFICO MEXICANO

Resumen aprobado por:



Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera

Los peces arrecifales son un componente fundamental de estos ecosistemas, ya que mucho del flujo de materia y energía es a través de ellos. Con el fin de probar la hipótesis de que el nivel trófico medio (NTM) de las comunidades de peces asociados a arrecifes coralinos del Pacífico mexicano es un indicador del estado de salud del ecosistema, se analizó la información de abundancia relativa de peces de 1,139 muestreos efectuados en 55 expediciones realizadas entre junio de 1998 y marzo de 2009 en tres regiones del Pacífico mexicano: Cabo Pulmo (CP), en Baja California Sur ($23^{\circ} 22' 30''$ N, $109^{\circ} 28' 03''$ O), Pacífico Central Mexicano (PCM), que comprende Isla Isabel ($21^{\circ} 51' 21''$ N, $105^{\circ} 53' 31''$ O), Bahía de Banderas ($20^{\circ} 15'$ a $20^{\circ} 47'$ N, $105^{\circ} 15'$ a $105^{\circ} 42'$ O) y Tenacatita ($19^{\circ} 16'$ N, $105^{\circ} 52'$ O), en Nayarit – Jalisco y Bahías de Huatulco, en Oaxaca ($15^{\circ} 39' 12''$ N, $96^{\circ} 06' 30''$ O). Se identificaron 167 especies, pertenecientes a 49 familias (las familias Labridae, Pomacentridae y Serranidae fueron las mejor representadas) y 7 gremios tróficos, de los cuales el de los carnívoros fue el que incluyó el mayor número de especies. El NTM de CP se ha mantenido estable desde 1998, fluctuando alrededor de 3.1, el del PCM fue el más alto (3.5), aunque con mayor variación temporal y en BH fue de 3.3, con una ligera tendencia a aumentar a partir de 2006. La proporción de carnívoros (principalmente carángidos) fue la que más influyó en el NTM, mientras que la contribución de las especies raras es mínima. Contrariamente a lo que se esperaría en un área natural protegida, donde la pesca está restringida y en consecuencia todos los NT's estarían mejor representados, no se encontró mayor NTM en CP y BH que tienen carácter de Parque Nacional. En conclusión, el NTM de la comunidad de peces arrecifales no es un buen indicador del estado de salud del ecosistema.

Palabras Clave: nivel trófico, estructura trófica, arrecifes coralinos, peces arrecifales, área natural protegida, Pacífico mexicano.

ABSTRACT of the thesis presented by **Alejandro Rodríguez Uceda** as a partial requirement to obtain the MASTER OF SCIENCE degree in Marine Ecology. Ensenada, Baja California, México. November 2009.

CHANGES IN THE TROPHIC STRUCTURE OF REEF FISH COMMUNITIES IN THE MEXICAN PACIFIC

Reef fishes are a major component of coral reefs because much of the biomass and energy flows through them. The hypothesis that the Mean Trophic Level (MTL) of reef fish communities is an indicator of ecosystem health led to the expectation that the MTL would be higher in protected areas of the Mexican Pacific because all trophic levels should be better represented, as fishing is restricted or forbidden by law. In order to test this, we analyzed the relative abundances of fish from 1,139 samples obtained during 55 surveys conducted between June 1998 and March 2009. Samples came from three regions: Cabo Pulmo (CP) in Baja California Sur ($23^{\circ} 22' 30''$ N, $109^{\circ} 28' 03''$ W), Mexican Central Pacific (MCP) which included Isla Isabel ($21^{\circ} 51' 21''$ N, $105^{\circ} 53' 31''$ W), Bahía de Banderas ($20^{\circ} 15'$ a $20^{\circ} 47'$ N, $105^{\circ} 15'$ a $105^{\circ} 42'$ W) and Tenacatita ($19^{\circ} 16'$ N, $105^{\circ} 52'$ W) in Nayarit and Jalisco and also from Bahías de Huatulco in Oaxaca ($15^{\circ} 39' 12''$ N, $96^{\circ} 06' 30''$ W). A total of 167 species belonging to 49 families and seven trophic guilds were identified. Labrids, Pomacentrids and Serranids were the best represented fish families and the carnivore guild included the highest number of species. The MTL in CP was relatively constant around 3.1. The MCP recorded the highest value of MTL (3.5) but with more temporal variation. BH had a MTL of 3.3 with a slight trend to increase from 2006. The MTL was most dependent on the proportion of carnivores (mainly Carangids), and the contribution of rare species was relatively small. Unexpectedly, the highest MTL was not recorded in a protected area (CP and BH), but in the Mexican Central Pacific which has no protection status. In short, the MTL is not a good indicator of ecosystem health.

Key words: Trophic level, coral reefs, reef fish, Marine Protected Area, Mexican Pacific.

AGRADECIMIENTOS

A mis padres (**Irma y José**) y a mis hermanos (**Gabriel, Demetrio y Angélica**), por su incondicional apoyo y cariño. Por llevarme hasta donde estoy...

A mi esposa **Gemma**, por dejarme ser parte de su vida. Por ayudarme, tolerarme y comprenderme en toda ocasión.

Al Dr. **Luis E. Calderón**, quién fue mi guía, compañero y amigo. Por aceptarme como su estudiante y darme lo necesario para lograr mis metas. Por su paciencia y tutoría.

A los Maestros en Ciencias **Vicente Ferreira** y **Francisco Suárez**, miembros de mi comité de tesis, por su colaboración y contribuciones durante este proceso. Por sus oportunas observaciones.

Al **CICESE**, por darme la oportunidad de cursar la Maestría en esta gran institución. A todo su personal Académico, Técnico y Administrativo por las atenciones y facilidades que tuvieron conmigo.

Al **CONACYT**, por la beca que me otorgó durante mi estancia en la Maestría.

A los **profesores** del departamento de **Ecología**, por brindarme sus conocimientos y contribuir a mi formación académica. A las secretarías y técnicos, especialmente a **Eli** y a **Lucy**, por hacerme más llevadera toda la burocracia. Pero sobre todo por su tiempo y amistad.

A los miembros del grupo **Arrecifes del Pacífico**, por aportar sus datos a mi investigación y por sus sabios consejos.

A todos mis **compañeros, amigos** y **conocidos**, que de alguna manera me ayudaron durante estos dos años, que hicieron mi estancia más placentera, que me recibieron con los brazos abiertos. Entre ellos, solo por mencionar algunos, Don Alfredo, Doris, Juan Carlos, Sandra, Víctor, Juliana, Selene, Carpio, Adriana, Tomás, Juan Pablo, Orión, Anelena, Vania, Daniela, Isabel, Jorge E., Jose, Bertha, Diana, Annelisse, Karla, Giuliana, Cesar, Lupita, Jorge A., Magnolia, etc... La verdad, es una lista interminable.

A todas las personas e instituciones antes mencionadas... **¡GRACIAS!**

DEDICATORIA

*A mi hermosa y comprensiva esposa **Gemma**,
por tu valioso apoyo, tiempo y paciencia.
Por tus consejos y por estar siempre a mi lado.
Por todo el amor que me ofreces y por lo que significas para mí.*

*A mis **padres**, por hacerme un hombre de éxito.
Por darme educación y una gran familia.
Por ayudarme, soportarme y quererme tanto.
Por ser mis ejemplos de vida...*

¡¡¡A ustedes, por ser mi inspiración y hacerme tan feliz!!!

CONTENIDO

	Página
I. INTRODUCCIÓN	1
I.1. ANTECEDENTES	5
<i>Áreas marinas protegidas y conservación</i>	<i>5</i>
I.2. HIPÓTESIS	8
I.3. OBJETIVOS	8
I.4. JUSTIFICACIÓN	9
II. MATERIAL Y MÉTODOS	10
II.1. ÁREA DE ESTUDIO	10
<i>Cabo Pulmo, Baja California Sur.</i>	<i>10</i>
<i>Pacífico Central Mexicano (Nayarit – Jalisco)</i>	<i>11</i>
<i>Bahías de Huatulco, Oaxaca.</i>	<i>12</i>
II.2. FUENTE DE DATOS.....	13
<i>Abundancia relativa de peces.....</i>	<i>13</i>
<i>Verificación de la identificación de especies.....</i>	<i>14</i>
<i>Nivel trófico de las especies de peces.....</i>	<i>14</i>
<i>Estimación del nivel trófico medio.....</i>	<i>15</i>
II.3. PROCESAMIENTO Y ANÁLISIS DE DATOS	15
III. RESULTADOS.....	17
III.1. COMPOSICIÓN GENERAL Y ABUNDANCIA DE ESPECIES.....	17
III.2. ANÁLISIS REGIONAL	21
<i>Cabo Pulmo, Baja California Sur</i>	<i>21</i>
<i>Pacífico Central (Nayarit – Jalisco)</i>	<i>24</i>
<i>Bahías de Huatulco, Oaxaca.</i>	<i>28</i>
III.3. ANÁLISIS GLOBAL (INTER REGIONAL)	32
<i>Variación espacial del NTM en el Pacífico mexicano (PM).....</i>	<i>32</i>
<i>Variación espacio temporal del NTM en el Pacífico mexicano.....</i>	<i>34</i>
IV. DISCUSIÓN	35
V. CONCLUSIONES	44
VI. LITERATURA CITADA	45
VII. ANEXO 1.....	54
VIII. ANEXO 2.....	60

LISTA DE FIGURAS

Figura		Página
1	a) Cadena trófica simple. Las relaciones alimentarias son secuenciales y lineales entre los niveles tróficos. b) Red trófica. Las interacciones pueden ir en cualquier sentido (los niveles tróficos no son lineales).	3
2	Ubicación de las comunidades arrecifales estudiadas. Isla Isabel, Bahía de Banderas y Tenacatita están consideradas dentro de la región Pacífico Central Mexicano.	13
3	Proporción de especies con NT a nivel de especie, a género y sin información. El número entre paréntesis indica la cantidad de especies en cada categoría.	18
4	Frecuencia de ocurrencia de especies según su NT.	18
5	Biomasa total por NT en el Pacífico mexicano.	19
6	Abundancia relativa (ind/m ²) de las especies observadas en el Pacífico mexicano. El número entre paréntesis indica el nivel trófico de la especie.	19
7	Biomasa (g) de las especies observadas en el Pacífico mexicano. El número entre paréntesis indica el NT de la especie.	20
8	Biomasa (kg) total de las principales especies en las distintas regiones.	20
9	Abundancia relativa (ind/m ²) de las especies observadas en Cabo Pulmo. El número entre paréntesis indica el nivel trófico de la especie.	21
10	Biomasa (g) de las especies observadas en Cabo Pulmo. El número entre paréntesis indica el nivel trófico de la especie.	21
11	Biomasa (g) total por NT en Cabo Pulmo.	22
12	Nivel trófico medio anual en Cabo Pulmo (con su desviación estándar). Se indica la contribución de los carnívoros (NT > 4) a la biomasa y el número de expediciones realizadas en el año.	22
13	Dendrograma de similitud en la composición específica y abundancia relativa de la comunidad de peces en Cabo Pulmo. Entre paréntesis se indica el NTM anual.	23

LISTA DE FIGURAS (Continuación)

Figura		Página
14	Comparación del NTM en Cabo Pulmo estimado bajo tres escenarios: con todas las especies, sin las especies dominantes y sin las especies raras.	24
15	Abundancia relativa (ind/m ²) de las especies observadas en el Pacífico Central. El número entre paréntesis indica el nivel trófico de la especie.	25
16	Biomasa (g) de las especies observadas en el Pacífico Central. El número entre paréntesis indica el nivel trófico de la especie.	25
17	Biomasa (g) total por NT en el Pacífico Central.	26
18	Nivel trófico medio anual en el Pacífico Central (con su desviación estándar). Se indica la contribución de los carnívoros (NT > 4) a la biomasa y el número de expediciones realizadas en el año.	26
19	Dendrograma de similitud en la composición específica y abundancia relativa de la comunidad de peces en el Pacífico Central. Entre paréntesis se indica el NTM anual.	27
20	Comparación del NTM en el Pacífico Central estimado bajo tres escenarios: con todas las especies, sin las especies dominantes y sin las especies raras.	28
21	Abundancia relativa (ind/m ²) de las especies observadas en Bahías de Huatulco. El número entre paréntesis indica el nivel trófico de la especie.	29
22	Biomasa (g) de las especies observadas en Bahías de Huatulco. El número entre paréntesis indica el nivel trófico de la especie.	29
23	Biomasa (g) total por NT en Bahías de Huatulco.	30
24	Nivel trófico medio anual en Bahías de Huatulco (con su desviación estándar). Se indica la contribución de los carnívoros (NT > 4) a la biomasa y el número de expediciones realizadas en el año.	30
25	Dendrograma de similitud en la composición específica y abundancia relativa de la comunidad de peces en el Pacífico Central. Entre paréntesis se indica el NTM anual.	31

LISTA DE FIGURAS (Continuación)

Figura		Página
26	Comparación del NTM en Bahías de Huatulco estimado bajo tres escenarios: con todas las especies, sin las especies dominantes y sin las especies raras.	32
27	Nivel trófico medio por región (con su desviación estándar). Se indica la contribución de los carnívoros ($NT > 4$) a la biomasa y el número de expediciones realizadas.	33
28	Comparación del NTM en las tres regiones del Pacífico mexicano estimado bajo tres escenarios: con todas las especies, sin las especies dominantes y sin las especies raras.	33
29	Dendrograma de similitud en la composición específica y abundancia relativa de la comunidad de peces en las tres regiones Pacífico mexicano. Entre paréntesis se indica el NTM de la región.	34
30	Nivel trófico medio anual en cada región durante el período de estudio.	34

LISTA DE TABLAS

Tabla		Página
I	Generalidades de las zonas de estudio.	10
II	Especies observadas, número de censos y expediciones, sumatoria de abundancia relativa, sumatoria de biomasa y área total revisada en cada región.	17

I. INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coralinos son sistemas biológicos muy productivos y heterogéneos, que debido a su compleja arquitectura presentan una gran cantidad de especies asociadas (Connell, 1978). Los peces que viven a su alrededor son la asociación de vertebrados más diversa en el mundo (Caley, 1995), y regularmente se pueden encontrar decenas de especies que varían en tamaño, forma y color en un área relativamente pequeña (Ehrlich, 1975). Los peces son también los elementos más conspicuos en el arrecife y en gran medida los responsables de dirigir la transferencia de energía dentro de las redes tróficas locales (Christensen y Pauly, 1993; Ackerman y Bellwood, 2000) y entre biomas colindantes (Meyer y Schultz, 1985; Mumby *et al.*, 2004). Así, las asociaciones de peces arrecifales son consideradas entre los sistemas más complejos y variados en la naturaleza (Sale, 1991).

La complejidad del ambiente y la diversidad de sustratos son factores importantes que regulan los patrones de abundancia de muchos organismos, tanto en ambientes terrestres (Tews *et al.*, 2004) como marinos (Sale *et al.*, 1984). Por lo tanto, es de esperarse que la composición y complejidad del arrecife coralino influya sobre las asociaciones de peces (Cupul Magaña *et al.*, 2000; Aburto Oropeza y Balart, 2001). Por ejemplo, el coral vivo sirve como alimento para algunas especies de peces (p. ej. familias Chaetodontidae y Tetraodontidae) por lo que su distribución y abundancia puede estar determinada por la cantidad de colonias vivas presentes (Bell y Galzin, 1984). El sustrato provee hábitat para los peces y otros organismos como algas e invertebrados, los cuales son un recurso alimenticio importante para las comunidades ícticas (Hixon y Beets, 1989; 1993). La arquitectura del sustrato trae consigo la formación de mosaicos, y al fragmentar el área, da como resultado asociaciones de peces más heterogéneas (Friedlander y Parrish, 1998; Friedlander *et al.*, 2003). De esta manera, la composición de las asociaciones de peces arrecifales y sus patrones de movimiento, son el resultado

de factores tales como la complejidad del sustrato, la profundidad o el grado de exposición a corrientes u oleaje, entre otros (Ebeling y Hixon, 1991; Caley, 1995); así como de los procesos biológicos de reclutamiento, depredación y competencia (Hixon y Beets, 1993; Sale, 2004).

El establecer la relación entre el hábitat y los peces en un sistema coralino tiene relevancia por diversos motivos, y puede proveernos información importante acerca de los procesos que determinan la estructura de la comunidad íctica. Por ejemplo, se podría conocer mejor el efecto que diversas perturbaciones naturales (Booth y Beretta, 2002; Iglesias Prieto *et al.*, 2003; Calderón Aguilera y Reyes Bonilla, 2006; Grimsditch y Salm, 2006; Burkepile y Hay, 2008) o antropogénicas (Murray *et al.*, 1990; Stallings, 2009) pudieran tener sobre la estructura del sustrato arrecifal y en consecuencia sobre la comunidad íctica.

En la naturaleza existe un sinnúmero de interacciones alimentarias entre los organismos que forman parte de un ecosistema, por lo que las relaciones existentes entre dos o más especies no se pueden describir como simples eslabones secuenciales de una cadena (Figura 1a), sino como nodos de una red alimentaria o red trófica más compleja (Figura 1b). Los nodos pueden interactuar en cualquier sentido con otros nodos de la red. Cada nodo de la red es conocido como nivel trófico y su categoría depende del número de interacciones que presenta en la red (Christensen y Pauly, 1993; Reyes Bonilla *et al.*, 2009).

El nivel trófico también se puede expresar, para medios acuáticos, como la tendencia de peces grandes a alimentarse de peces chicos, los cuales a su vez se alimentan de organismos más pequeños (zooplancton). Sin embargo, todos ellos dependen de la producción del fitoplancton (Pauly y Christensen, 1995; Pauly y Watson, 2005). Por convención, al fitoplancton se le asigna un nivel trófico de 1, al zooplancton de 2, a los peces herbívoros de 3 y a los peces carnívoros un nivel trófico de 4 (Odum y Heald, 1975). Sin embargo, como se menciona anteriormente, esto no siempre es lineal, un pez se puede alimentar de zooplancton y fitoplancton. Por ejemplo, si la dieta del pez se compone en un 40%

de algas (nivel trófico 1) y un 60% de zooplancton (nivel trófico 2), su nivel trófico sería 2.6¹ (Reyes Bonilla *et al.*, 2009).

El método mencionado anteriormente se utiliza para calcular el llamado nivel trófico fraccionado (Odum y Heald, 1975). Consiste en calcular el nivel trófico de un consumidor a partir del nivel trófico medio de sus presas¹ -NT de la especie ponderado por su proporción- más uno, partiendo del supuesto de que los productores primarios tienen un nivel trófico de 1 (Pauly y Christensen, 1995; Pauly y Watson, 2005).

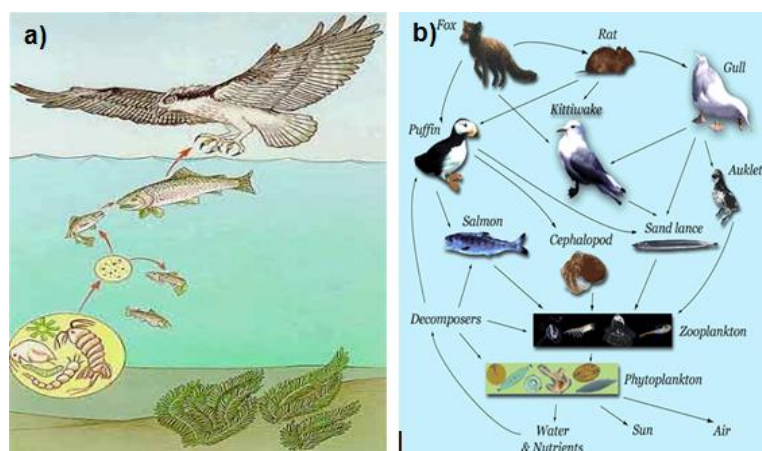


Figura 1. a) Cadena trófica simple. Las relaciones alimentarias son secuenciales y lineales entre los niveles tróficos. b) Red trófica. Las interacciones pueden ir en cualquier sentido (los niveles tróficos no son lineales). Fuentes: <http://www.greenfacts.org/es/glosario/images/trophic-level1.jpg> y http://www.absc.usgs.gov/research/seabird_foragefish/marinehabitat/images/Food_Web3.gif (consultadas en agosto 2008)

Por otra parte, diversidad biológica o biodiversidad es un término aplicado para definir la variedad de vida existente sobre la tierra. La pérdida de biodiversidad altera las funciones de los ecosistemas, haciéndolos más vulnerables a los impactos y alteraciones que pueden sufrir, es decir reduce su resistencia (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2004; Tews *et al.*, 2004; Newman y Paredes, 2007).

Por lo tanto el estado de salud de un ecosistema puede referirse a la diversidad biológica presente en el mismo, es decir, entre más diverso más

¹ Nivel Trófico Fraccionado = 1 + (NT presa 1* Proporción en la dieta) + (NT presa 2*Proporción en la dieta), en este caso, 1 + (1*0.4) + (2*0.6) = 2.6

saludable (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2004; Pauly y Watson, 2005). Asimismo, el nivel trófico de los ecosistemas varía con el tiempo como una función de su estado de salud, siendo éste el motivo por el que se puede utilizar como un indicador de dicho estado (Taylor, 2008). Resultados preliminares de Rousseau *et al* (2008), en un estudio en arrecifes coralinos sobre los efectos que la complejidad del hábitat y el estado de salud del ecosistema tienen en la estructura de la comunidad de peces arrecifales, muestran diferencias en la composición de especies, abundancia y biomasa de peces de acuerdo al estado de salud y tipo de hábitat, es decir, la estructura de la comunidad de peces cambia con la salud del arrecife.

En un trabajo que se ha convertido en clásico, Pauly *et al* (1998) introdujeron el concepto de “disminución del nivel trófico de la captura pesquera”². Según estos autores, los niveles tróficos superiores (carnívoros) son los primeros en ser removidos del ecosistema, ya que son los que proporcionan mayor biomasa por individuo (tiburones, atunes, macarelas, jureles) y en consecuencia disminuye el nivel trófico del ecosistema. Bajo este razonamiento, un ecosistema con nivel trófico superior estará en mejores condiciones de salud que uno con menor nivel trófico, en el que supuestamente hay sobrepesca.

En un estudio realizado por Nolan *et al* (2008) para ver el efecto de la salud del arrecife sobre el reclutamiento de peces, encontraron que la abundancia y riqueza de especies es mayor en aéreas con alta cobertura de coral, sugiriendo que al haber más coral la disponibilidad de refugios se incrementa, lo cual facilita la supervivencia de larvas de peces y juveniles. Asimismo, mencionan que si la tendencia en la disminución en la cobertura de coral en arrecifes continúa, las poblaciones de peces asociados a ellos también se verán reducidas. Por su parte, Ferreira *et al* (2008), encontraron que para los arrecifes del Golfo de Guinea el porcentaje de cobertura de coral y de escombros son los principales descriptores

² El famoso *fishing down the food webs*

de la abundancia y riqueza de especies, además observaron que la abundancia está correlacionada negativamente con la intensidad de pesca.

I.1. Antecedentes

Áreas marinas protegidas y conservación

El postulado central del NTM como indicador de la salud del ecosistema se basa en que un NTM alto indica un ecosistema con buena diversidad y adecuada presencia de especies de niveles tróficos altos (carnívoros y depredadores tope) y por lo tanto es más saludable que otro en el que las especies de niveles tróficos superiores han sido removidas (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2004; Pauly y Watson, 2005). La degradación del hábitat, la contaminación y los efectos sobre las interacciones bióticas causadas por la remoción de una especie, son ahora materia de preocupación y de debate por varios sectores de la población (Coll *et al.*, 2008).

Taylor (2008) trató de ver el efecto de las áreas marinas protegidas sobre la estructura de la población y la demografía de *Lethrinus harak* (pez arrecifal explotado) en la Isla de Guam, Pacífico meridional. Sus resultados muestran un claro cambio ontogénico en la preferencia de hábitat en la especie, los juveniles están restringidos a áreas cubiertas de pastos marinos, mientras que los adultos ocupan diversos hábitats dentro del arrecife. Por otra parte, al comparar un área marina protegida contra un área sin protección, observó que la densidad de individuos fue mayor en el área de pesca (sin protección) debido a una mayor abundancia de juveniles, mientras que la biomasa total fue mayor en el área marina protegida.

La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza establece ciertos criterios para listar una especie como amenazada (Grimsditch y Salm, 2006), tales como tasa de declinación de la población (20% en los últimos 10 años o las últimas tres generaciones). La pesca incidental también es un problema que afecta al ecosistema, por lo que se proponen las áreas naturales protegidas (ANP

o en este caso, áreas marinas protegidas – AMP) y zonas de refugio como alternativas para prevenir la extinción de ciertas especies (Balmford *et al.*, 2004). El concepto de *Hábitat esencial* para un pez se ha definido como aquellas aguas y sustrato necesario para el desove, reproducción, alimentación y crecimiento hasta la madurez de una especie (Jennings *et al.*, 2001).

El éxito de las AMP's ha sido muy variable, ya que depende de la historia de vida y dinámica de la especie que se quiere proteger (World Bank, 2006). Por ejemplo, en el caso de especies altamente migratorias que son capturadas por muchas flotas es prácticamente imposible definir una zona protegida para reducir la mortalidad por pesca. Por otra parte, las repercusiones sociales también pueden generar conflictos entre diferentes sectores, tal y como está ocurriendo en la Reserva de la Biosfera Delta del Río Colorado y Alto Golfo de California (Calderón Aguilera y Flessa, 2009). Los efectos ambientales también pueden afectar la estructura del ecosistema, a pesar de contar con un status de protección. Por ejemplo, el arrecife de Cabo Pulmo, B.C.S. fue declarado Parque Nacional en 1995, pero la cobertura de coral ha venido disminuyendo a consecuencia del fenómeno de El Niño (Calderón Aguilera *et al.*, en preparación³).

Sin embargo, no debe perderse de vista que la pesca es una actividad esencial para la obtención de proteína para consumo humano y que por tanto no puede desaparecer. Estrategias de manejo, tales como las AMP's, compra de derechos de pesca por grupos conservacionistas, reducción de subsidios, vigilancia por satélite, son algunas de las innovaciones que se están poniendo en prácticas en algunos países (Beddington *et al.*, 2007). Otra muy importante es la del llamado “eco etiquetado” en la que se utiliza la fuerza del mercado para incentivar el consumo de productos cuyo proceso de captura haya sido certificado como “ambientalmente amigable”. En Baja California la Federación de Cooperativas de Baja California ha obtenido la certificación de la pesquería de la

³ Calderón Aguilera, L.E., H. Bonilla, y A. D. Morelos Villegas. 2003. Current state of Cabo Pulmo reef, México, after seven years of being a national park.

langosta roja ante el *Marine Stewardship Council* (MSC⁴). El MSC basa su certificación en tres principios: La condición del stock, el impacto de la pesquería en el ecosistema y la evaluación del sistema de manejo.

Por otra parte, las AMP's han cobrado importancia como instrumentos para la conservación. Su diseño es un campo abierto y fértil para la investigación en ecología de ecosistemas (Malakoff, 2002).

La conservación se debe entender como la gestión de la utilización de la biosfera para el ser humano, de tal forma que produzca el mayor beneficio sostenible para las generaciones actuales, pero manteniendo su potencialidad para satisfacer las necesidades y aspiraciones futuras (desarrollo sustentable). Esta es una definición muy clara que a nivel mundial es aceptada por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente⁵, y que deja claro que el concepto no implica mantener intacto un sistema natural de manera indefinida sin otro propósito que la de asegurar su existencia misma.

En México una ANP se define como “zonas del territorio nacional y aquellas sobre las que la nación ejerce su soberanía o jurisdicción, en donde los ambientes originales no han sido significativamente alterados por la acción del ser humano o que requieren ser restauradas y preservadas y están sujetas al régimen previsto en la presente ley” (Art 3 Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente - LGEEPA). Los tipos de ANP según la LGEEPA son:

- Reserva de la Biosfera
- Parques Nacionales
- Monumentos Naturales
- Área de Protección de Recursos Naturales
- Área de Protección de Flora y Fauna
- Santuarios
- Parques y Reservas Estatales

⁴ www.msc.org (consultada en julio 2009)

⁵ www.pnuma.org (consultada en julio 2009)

El arrecife de Cabo Pulmo forma parte del Parque Nacional del mismo nombre (CONANP, 1995). Las Islas Marietas recientemente fueron declaradas Reserva de la Biosfera (2008), sin embargo el gobierno mexicano las reconoce como Parque Nacional (CONANP, 2007). La Isla Isabel también tiene status de protección (desde 1980) sin embargo apenas en el año 2006 se decretó como Parque Nacional, aunque no incluye la zona marina (SEMARNAT, 2006), por lo que para fines de este estudio se considera como no protegida. Las Bahías de Huatulco también tienen *status* de Parque Nacional desde hace ya más de diez años (SEMARNAT, 2002).

I.2. Hipótesis

El nivel trófico medio (NTM) de las comunidades de peces asociados a arrecifes coralinos en el Pacífico mexicano es un indicador del estado de salud del ecosistema; un NTM alto indicaría un estado más saludable que un NTM bajo. Asimismo, el NTM está relacionado con el estatus de protección del ecosistema. En un área natural protegida se esperaría un nivel trófico mayor que en una no protegida, porque todos los niveles tróficos estarían mejor representados.

I.3. Objetivos

- Revisar el concepto de nivel trófico en ecosistemas.
- Determinar el nivel trófico medio de la comunidad de peces arrecifales en tres regiones del Pacífico mexicano.
- Evaluar si el nivel trófico es útil como indicador del estado de salud del ecosistema.
- Comparar el nivel trófico de una comunidad de peces en un área natural protegida y otra de un área sin protección.

I.4. Justificación

El propósito del presente estudio es determinar la utilidad del nivel trófico medio (NTM) de la comunidad de peces asociados a arrecifes coralinos como un estimador del estado de salud del ecosistema. Asimismo, se pretende evaluar si el *status* de protección tiene un efecto positivo sobre el NTM de la comunidad de peces. La aportación científica reside en determinar la estructura y función de la comunidad de peces asociados a los ecosistemas arrecifales del Pacífico mexicano, a través del análisis de su nivel trófico y de los cambios de éste en el espacio y en el tiempo. Por otra parte, se puede llegar a una aportación práctica, debido a que la información generada puede ser una herramienta para el manejo, establecimiento y/o declaración de áreas naturales protegidas en el territorio mexicano, así como las consecuencias ecológicas de la presencia o ausencia de un adecuado plan de manejo (vigilancia).

Este trabajo se enmarca dentro del proyecto VULNERABILIDAD DE LOS ARRECIFES CORALINOS DE LAS COSTAS MEXICANAS POR EFECTO DEL CAMBIO GLOBAL Y POSIBLES CONSECUENCIAS SOCIO AMBIENTALES (Fondo Sectorial CONACYT – SEMARNAT –INE Ref. 023390), cuyo objetivo general es estimar los posibles efectos que tendrían el incremento en la temperatura superficial del mar y de la presión parcial atmosférica de bióxido de carbono sobre los arrecifes coralinos de las costas mexicanas del Pacífico, como consecuencia del cambio global. Básicamente trata de identificar los factores físicos, biológicos y sociales que determinan la vulnerabilidad de los arrecifes coralinos, así como las consecuencias socioambientales que tendría la degradación de estos ecosistemas. En particular, esta tesis abordará el análisis de la estructura y función de las comunidades de peces arrecifales.

II. MATERIAL Y MÉTODOS

II.1. Área de estudio

En el presente estudio se eligieron tres regiones representativas del ecosistema arrecifal coralino del Pacífico mexicano. En la tabla I se presentan las regiones seleccionadas, así como su categoría como área natural protegida (ANP). Cabe mencionar que la región del Pacífico Central fue considerada como sin protección para los fines de este trabajo, ya que la declaratoria de Isla Isabel como ANP no incluye la zona marina y la de Islas Marietas es muy reciente.

Tabla I. Generalidades de las zonas de estudio. Fuente: <http://www.conanp.gob.mx/anp/pcm.php> (14-05-09).

Región	Categoría	Decreto	Programa de Manejo	Superficie (km ²)
Cabo Pulmo	Parque Nacional	06-jun-95	03-dic-06	71.11
Pacífico Central	I. Isabel; Parque Nacional	08-dic-80	16-jun-06	1.94
	I. Marietas; Parque Nacional	25-abr-05	15-dic-07	13.83
	Tenacatita; Sin Protección	-----	-----	-----
Bahías de Huatulco	Parque Nacional	24-jul-98	02-dic-02	118.91

A continuación se hace una breve descripción de las regiones de estudio.

Cabo Pulmo, Baja California Sur.

El Parque Nacional Cabo Pulmo está ubicado en el Municipio de Los Cabos, Estado de Baja California Sur, entre los 23° 22' 30" y los 23° 30' 00" latitud norte y los 109° 28' 03" y los 109° 23' 00" longitud oeste, en la costa del Golfo de California (CONANP, 1995; 2006). Su superficie es de 7,111 ha. El 99% de su extensión está constituida por la porción marina y el 1% restante es la zona federal marítimo terrestre correspondiente. Cabo Pulmo es considerado el arrecife coralino más norteño del Pacífico Oriental. Debido a su localización (Fig. 2), donde se da una transición entre aguas tropicales y templadas, el arrecife coralino de Cabo Pulmo tiene una elevada riqueza de especies (Álvarez Filip, 2004; Álvarez Filip *et al.*, 2006). En 1995 fue declarado como Área Natural Protegida por el gobierno mexicano bajo la categoría de Parque Nacional (CONANP, 1995).

Pacífico Central Mexicano (Nayarit – Jalisco)

Esta región comprende las siguientes localidades:

Isla Isabel

El parque Nacional Isla Isabel (Fig. 2), Nayarit, se ubica entre los 21° 51' 21" y 21° 50' 56" de latitud Norte y 105° 53' 31" y 105° 52' 43" de longitud Oeste (Cupul Magaña *et al.*, 2000). Es una isla de origen volcánico y tiene una superficie de 194 ha. Isla Isabel es una de las principales áreas de anidación de aves marinas en la costa del Pacífico, por encontrarse en una zona de enorme riqueza marina (SEMARNAT, 2006). La isla presenta 10 especies de corales, las cuales han construido estructuras arrecifales verdaderas (Medina Rosas *et al.*, 2005). Sin embargo, la zona marina adyacente no está incluida en el ANP (SEMARNAT, 2006).

Bahía de Banderas

Con 4,289 km² de superficie Bahía de Banderas es reconocida como una de las bahías más grandes del mundo. Territorialmente comprende la parte suroeste y noroeste de los estados de Nayarit y Jalisco respectivamente (Fig. 2). Se ubica entre los 20° 15' a 20° 47' N y los 105° 15' a 105° 42' O, teniendo como límites naturales a Punta de Mita, Nayarit, al norte y Cabo Corrientes, Jalisco, al sur (Cortés Lara *et al.*, 2004; Moncayo Estrada *et al.*, 2006). Es una zona de transición y convergencia de las corrientes oceanográficas de California y Norecuatorial. La variación anual de la temperatura del mar en esta zona (18 y 35°C) y la salinidad (32.7 y 37.1 ups) tienen una estrecha relación con eventos locales, tales como surgencias en el sur de la bahía provocadas por los vientos del noroeste, calentamiento superficial y la mezcla de zonas someras entre otros (Cortés Lara *et al.*, 2004). Aquí se reconocen comunidades arrecifales en las Islas Marietas, Chimo y Careyeros (Calderón Aguilera *et al.*, 2009).

Tenacatita

Se localiza al sur de Bahía de Banderas y se encuentra entre los 19° 16' de latitud Norte y los 105° 52' de longitud Oeste. Es una típica playa de bolsillo de poca profundidad que abarca aproximadamente 2.5 ha. Las corrientes de marea son de lento movimiento (Calderón Aguilera y Reyes Bonilla, 2006). La zona de Tenacatita está limitada al este por el parteaguas de los cerros de la Manzanilla y la propia Bahía de Tenacatita, al oeste por la llanura costera en Tecuán y La Albufera, al norte por los lomeríos de la zona Miguel Hidalgo y Aguacaliente y al sur por el océano Pacífico. Aquí se encuentran rocas intrusivas (granitos y rocas afines) del Mesozoico y Cenozoico (Calderón Aguilera *et al.*, 2009).

Bahías de Huatulco, Oaxaca.

El Parque Nacional Bahías de Huatulco fue establecido mediante Decreto publicado en el Diario Oficial de la Federación el 24 de julio de 1998. Se sitúa entre las coordenadas geográficas 15° 39' 12" y 15° 47' 10" de latitud Norte y 96° 06' 30" y 96° 15' 00" de longitud Oeste (Fig. 2), ocupando el plano costero, las estribaciones de la Sierra Madre del Sur y la plataforma continental correspondiente (DOF 1998). El parque cuenta con una superficie de 11,891 ha, de las cuales 6,375 son terrestres y 5,516 pertenecen a la zona marina. Este Parque Nacional presenta elementos naturales que le confieren alta importancia para la conservación a nivel nacional e internacional. El litoral tiene playas arenosas y rocosas, éstas últimas compuestas por rocas ígneas intrusivas ácidas con incrustaciones cristalinas. La temperatura superficial anual del agua de mar fluctúa entre los 26 y 28 °C, la salinidad promedio es de 35 ups y las mareas son mixtas semidiurnas con una pleamar media de 0.98 m y una bajamar media de 0.04 m (Calderón Aguilera *et al.*, 2009).

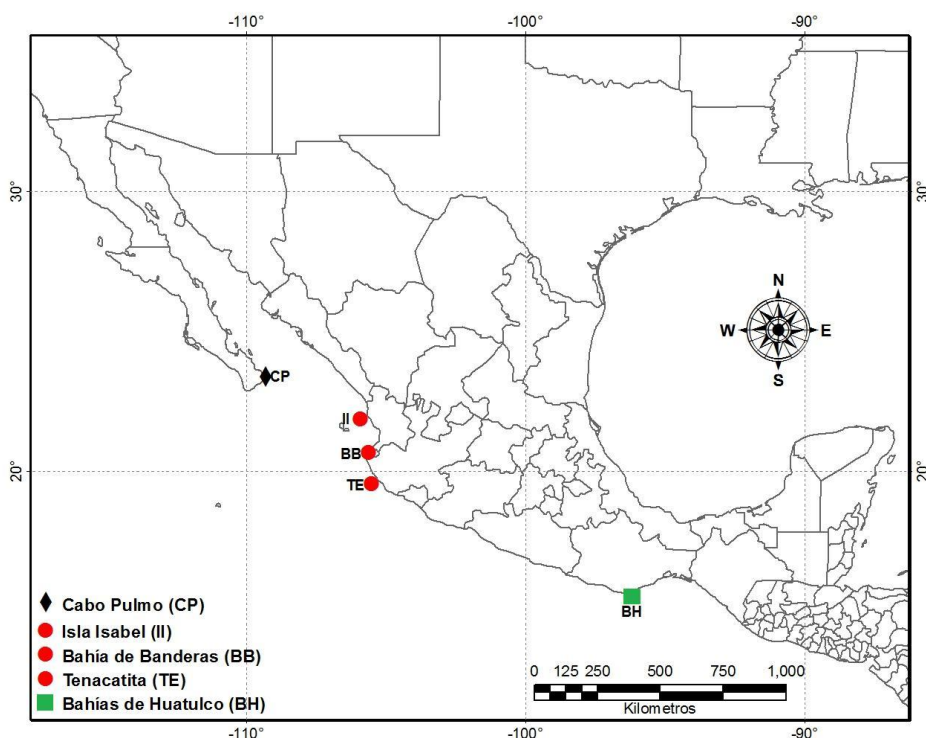


Figura 2. Ubicación de las comunidades arrecifales estudiadas. Isla Isabel, Bahía de Banderas y Tenacatita están consideradas dentro de la región Pacífico Central Mexicano.

II.2. Fuente de datos

Abundancia relativa de peces

La abundancia relativa de peces proviene de expediciones realizadas entre 1998 y 2009, todas ellas efectuadas por investigadores del grupo *Arrecifes del Pacífico*, perteneciente a la Red Mexicana de Investigaciones Ecológicas de Largo Plazo⁶. En ese sentido, puede afirmarse que los datos tienen alta confiabilidad, pues fueron generados siguiendo los mismos protocolos y por investigadores experimentados. Los datos se obtuvieron mediante dos métodos: cilindros estacionarios (predominantemente) y transectos de banda. Esto debido a que los datos abarcan un horizonte temporal de más de 10 años y en consecuencia se derivan de proyectos que tuvieron diferentes objetivos específicos. El método de cilindros estacionarios consiste en hacer el conteo de todos los peces que se

⁶ www.mexlter.org.mx

trasladan a través de un cilindro imaginario de observación de 5 m radio, durante un periodo de 15 minutos. Los primeros cinco minutos se dedican a identificar y registrar las especies presentes dentro del cilindro, y los diez minutos restantes se utilizan para realizar el conteo de los peces (Villarreal Cavazos *et al.*, 2000).

El método de transecto de banda consiste en registrar todas las especies y el número de individuos de cada especie que se encuentren en una banda de 2 m de ancho por 25 m de largo. Tanto en el método de cilindros estacionarios, como en el de transecto de banda, los datos se reportan como número de individuos por m², por lo que son totalmente comparables. Durante la salida realizada en febrero de 2009, en Bahías de Huatulco, se emplearon los dos métodos por el mismo observador en el mismo lugar para compararlos entre sí. Los resultados de este experimento se presentan en el anexo 2.

Verificación de la identificación de especies

La identificación de las especies en el campo fue siguiendo a Allen y Robertson (1998). El nombre científico de todas las especies de peces observadas fue verificado en el Integrated Taxonomic Information System (ITIS⁷), el cual constituye la autoridad taxonómica más importante del mundo. De esta forma se verificó el nombre válido, sinonimias y que la distribución reportada de la especie correspondiera a la región en la cual fue observada. La lista maestra de especies se presenta en el anexo 1.

Nivel trófico de las especies de peces

A partir de la identificación de las especies de peces presentes en cada región se obtuvo su nivel trófico de la base de datos FishBase⁸. FishBase es un sistema de información, en formato electrónico e impreso, con los principales datos sobre la biología y ecología de los peces. Tiene una gran recopilación de datos sobre la dinámica de la población de algunas especies, conceptos básicos de biología de los peces, listas de peces amenazados, compilaciones de

⁷ www.itis.gov (consultada de agosto 2008 a junio 2009)

⁸ www.fishbase.org (consultada de agosto 2008 a junio 2009)

morfología y metabolismo, datos de composición de dieta, niveles tróficos, listas de peces que ocurren en un determinado país, nombres científicos y comunes, relaciones talla – peso, etc. Alberga en su base de datos más de 31,300 especies de peces conocidas por la ciencia, la información sobre ellos se ha extraído de 43,300 referencias. Además cuenta con 1,720 colaboradores en todo el mundo, especialistas en diferentes ramas de la ciencia. La clasificación de taxa superiores sigue la versión del Catálogo de Peces de Eschmeyer, actualizado en noviembre de 2000 (Froese y Pauly, 2008).

Estimación del nivel trófico medio

Conociendo el nivel trófico de las especies de peces y su abundancia relativa (ya sea en número de individuos o en biomasa) se puede estimar el nivel trófico de la comunidad, lo que se conoce como nivel trófico medio. Por ejemplo, supongamos que en un arrecife coralino sólo habitaran tres especies de peces en iguales proporciones: *Thalassoma lucasanum* (nivel trófico 3.45), *Chromis atrilobata* (nivel trófico 3.4) y *Stegastes rectifraenum* (nivel trófico 2.8), entonces el nivel trófico medio de estas tres especies sería 3.21⁹. Por lo tanto, nivel trófico medio de las especies = nivel trófico de la comunidad de peces (Pauly y Watson, 2005; Reyes Bonilla *et al.*, 2009).

II.3. Procesamiento y análisis de datos

El primer paso fue compilar todas las series de tiempo en una hoja electrónica de cálculo (EXCEL). Una vez compiladas y depuradas todas las matrices de datos, mismas que contenían los registros de la abundancia relativa de cada especie por censo, se calculó el nivel trófico medio (NTM) de la muestra siguiendo la ecuación que a continuación se presenta:

$$NTM = \frac{\sum (\delta sp_i \times NTsp_i)}{\sum \delta sp_n} \quad (1)$$

⁹ NTM de las especies: (3.45 + 3.4 + 2.8)/3 = 3.21

Donde δsp_i es la abundancia relativa (expresada en ind/m² o biomasa) de la especie i , NT es el nivel trófico de la especie i y δsp_n es la densidad de las especies en la muestra n . Cabe mencionar que n puede ser un censo, una expedición, todos los censos realizados en un año calendario o todos los censos realizados a lo largo del período de muestreo en una región.

Los datos de biomasa fueron obtenidos como el producto del número de individuos por el peso medio de la especie, el cual fue calculado a partir de la relación talla – peso:

$$P = a \cdot L^b \quad (2)$$

Donde, P = peso; L = Talla; a y b son parámetros de isometría y ajuste, respectivamente. L , a y b se obtuvieron de FishBase. En el anexo 1 se presentan los pesos calculados para cada especie.

Estas matrices fueron importadas a STATISTICA (StatSoft Inc., 2005) y a PRIMER v. 6 (Clarke y Gorley, 2008) para análisis más específicos. Para el análisis de similitud se utilizó el programa PRIMER. Cada matriz de datos fue transformada a raíz cuadrada, tanto de abundancia en número de individuos como de biomasa. Con esta matriz de datos transformados se obtuvieron los dendrogramas de similitud empleando el índice de Bray-Curtis.

Con el fin de estimar la sensibilidad del NTM a las especies dominantes y raras, se calculó bajo tres diferentes escenarios: con todas las especies, excluyendo las dominantes y excluyendo las especies raras.

III. RESULTADOS

III.1. Composición general y abundancia de especies

Se analizaron un total de 55 expediciones de muestreo (1,139 censos) en las tres regiones del Pacífico mexicano. Estas expediciones se realizaron entre junio de 1998 y marzo de 2009. En la tabla II se presentan los principales datos obtenidos para cada región.

Tabla II. Especies observadas, número de censos y expediciones, sumatoria de abundancia relativa, sumatoria de biomasa y área total revisada en cada región.

Región	Especies	Censos	Exped.	Σ Ab. Rel. (ind)	Σ Biomasa (kg)	Área (m ²)
Cabo Pulmo	108	314	14	711	652	29,163
Pacífico Central	146	124	15	666	889	8,169
Oaxaca	87	701	26	1,221	644	43,429

Se identificaron un total de 167 especies de peces, pertenecientes a 49 familias (las familias Labridae, Pomacentridae y Serranidae fueron las mejor representadas) y 7 gremios tróficos; el de los carnívoros fue el que incluyó el mayor número de especies (anexo 1). El nombre científico de cada especie fue verificado en FishBase y en ITIS. Se logró obtener el nivel trófico (NT) de 141 especies a este nivel, a 23 se les asignó el NT del género y sólo tres carecen de información acerca de su nivel trófico (Fig. 3). El NT mínimo registrado fue de 2 y el máximo fue de 4.5. Las especies cuyo NT estuvo comprendido entre 3.38 y 3.5 constituyeron el 24% del total de las especies observadas, mientras que el NT comprendido entre 2.25 y 2.38 no estuvo representado (Fig. 4). Asimismo, el NT que aportó la mayor biomasa en las regiones fue el 4.5 (Fig. 5).

■ NT a Especie (141) ■ NT a Género (23) ■ Sin NT (3)

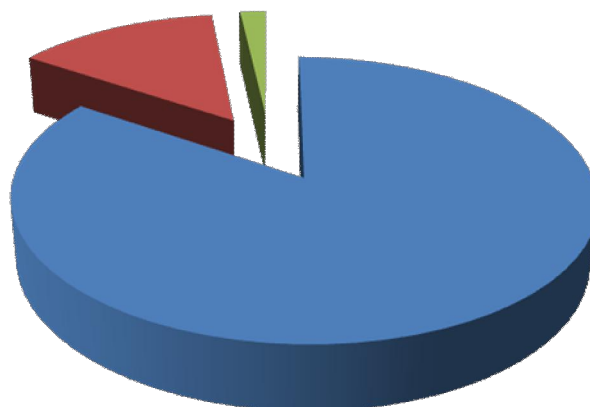


Figura 3. Proporción de especies con NT a nivel de especie, a género y sin información. El número entre paréntesis indica la cantidad de especies en cada categoría.

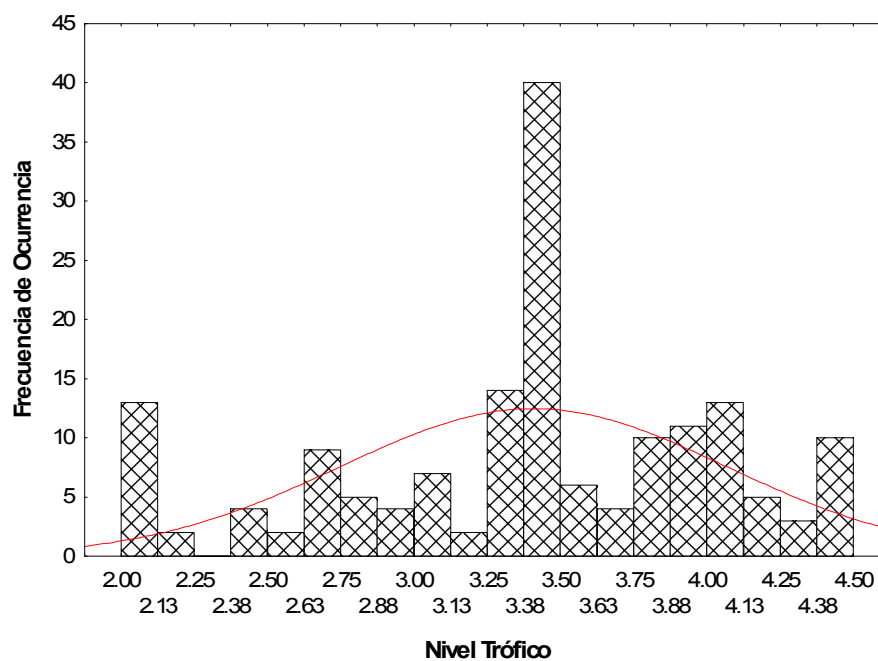


Figura 4. Frecuencia de ocurrencia de especies según su NT.

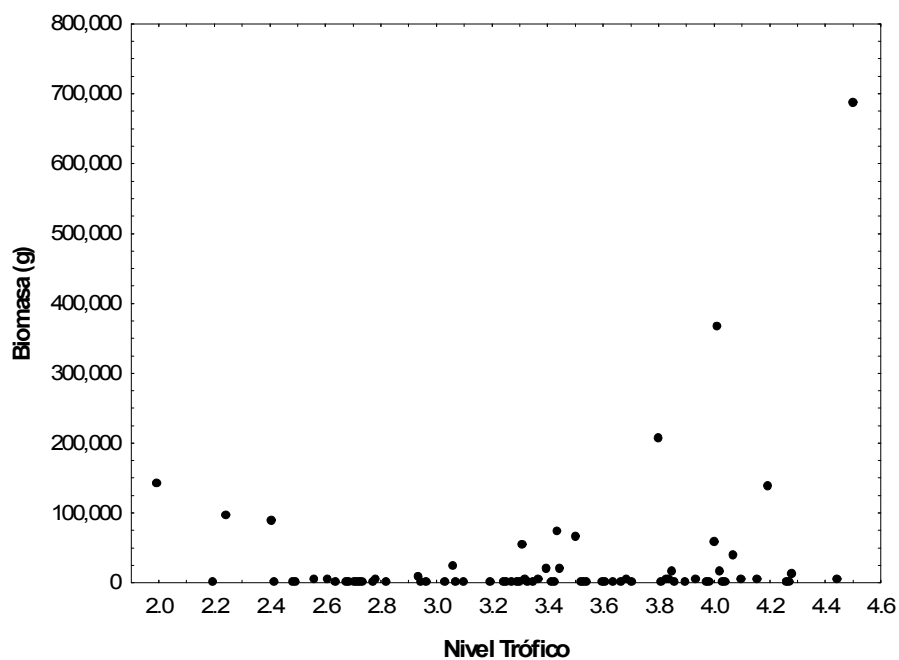


Figura 5. Biomasa total por NT en el Pacífico mexicano.

Thalassoma lucasanum y *Chromis atrilobata* fueron las especies dominantes en cuanto a número de organismos en el Pacífico mexicano (Fig. 6). Sin embargo, *Caranx sexfasciatus* y *Caranx caballus* fueron las dos especies que aportaron la mayor cantidad de biomasa (Fig. 7).

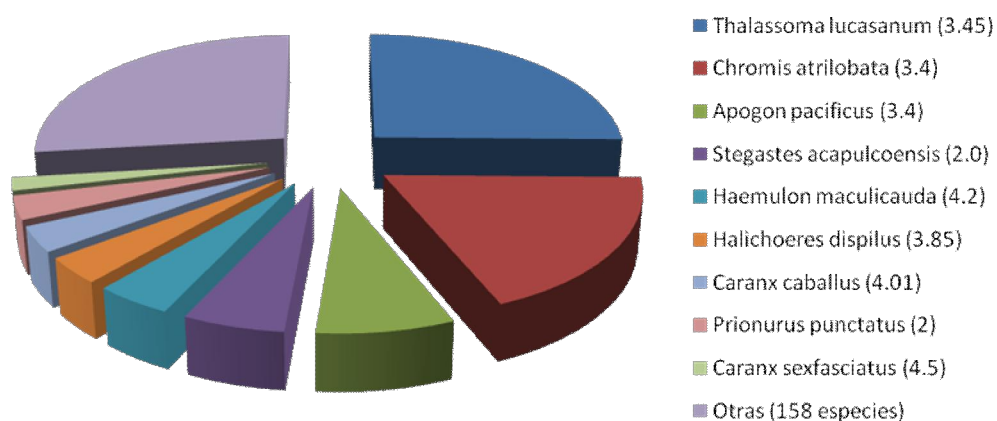


Figura 6. Abundancia relativa (ind/m^2) de las especies observadas en el Pacífico mexicano. El número entre paréntesis indica el nivel trófico de la especie.

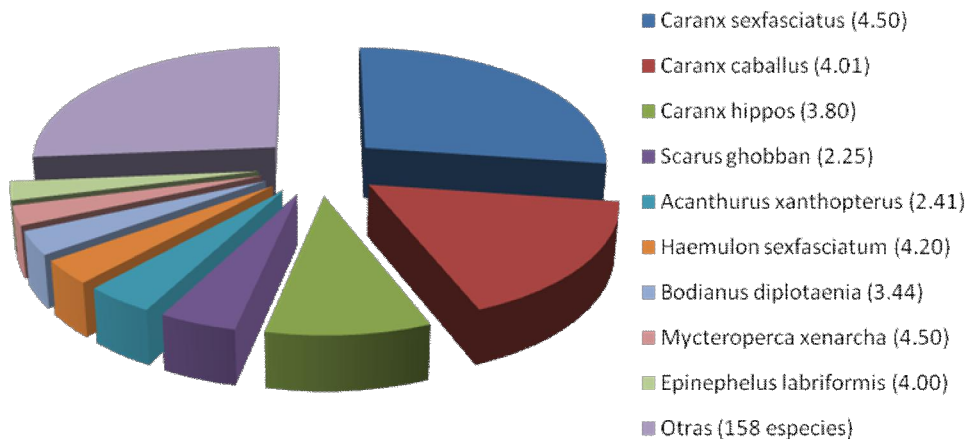


Figura 7. Biomasa (g) de las especies observadas en el Pacífico mexicano. El número entre paréntesis indica el NT de la especie.

En la figura 8 se presentan las 20 especies que constituyeron el 90% de la biomasa total en las tres regiones. Se aprecia que los carángidos son los que contribuyeron con la mayor biomasa.

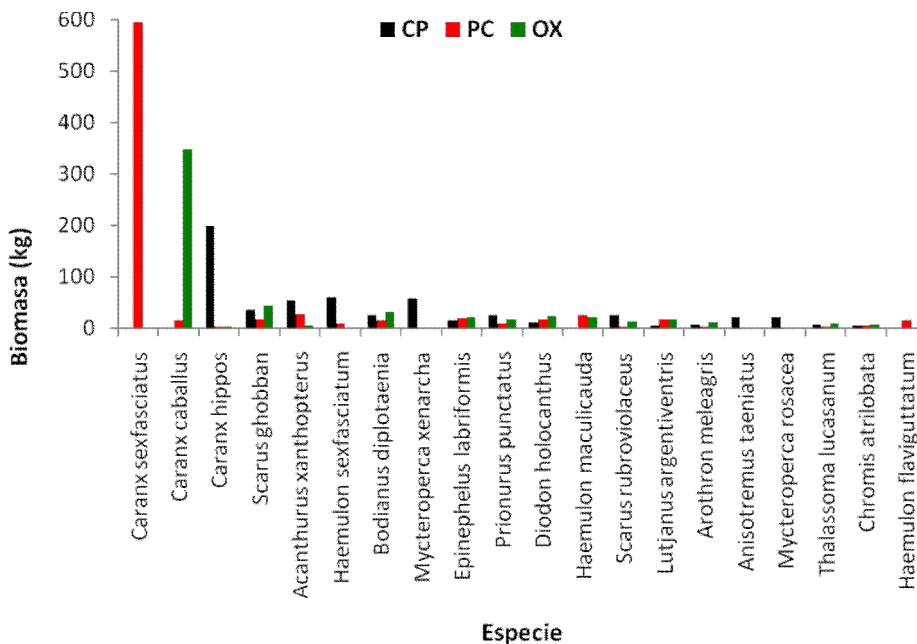


Figura 8. Biomasa (kg) total de las principales especies en las distintas regiones.

III.2. Análisis regional

Cabo Pulmo, Baja California Sur

En Cabo Pulmo se observaron un total de 108 especies. Se identificaron a *T. lucasanum* y *C. atrilobata* como las especies dominantes en cuanto a número de organismos (Fig. 9). Sin embargo, *C. hippos* y *H. sexfasciatum* fueron las especies que aportaron la mayor biomasa (Fig. 10). El NT que dominó esta región fue el 3.8 (Fig. 11)

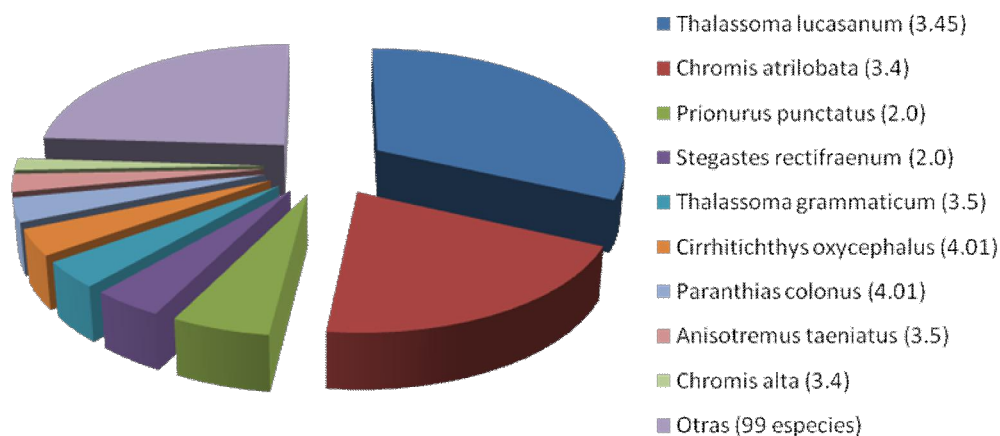


Figura 9. Abundancia relativa (ind/m²) de las especies observadas en Cabo Pulmo. El número entre paréntesis indica el nivel trófico de la especie.

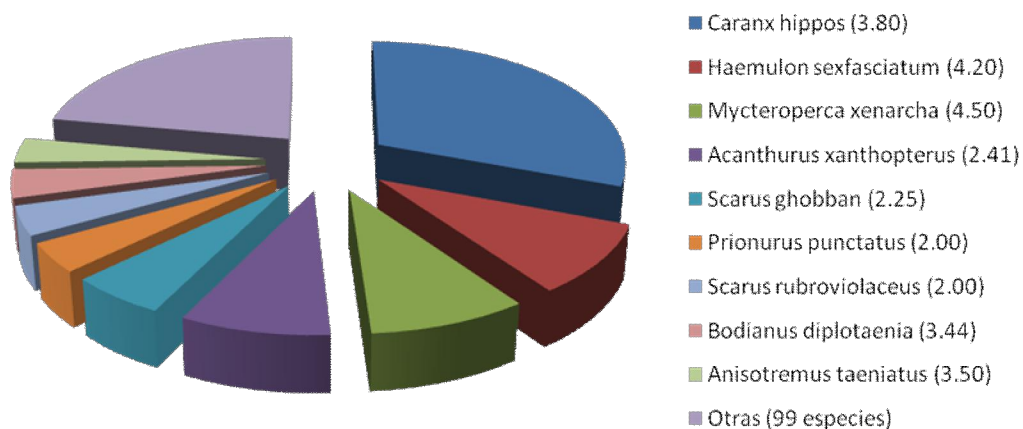


Figura 10. Biomasa (g) de las especies observadas en Cabo Pulmo. El número entre paréntesis indica el nivel trófico de la especie.

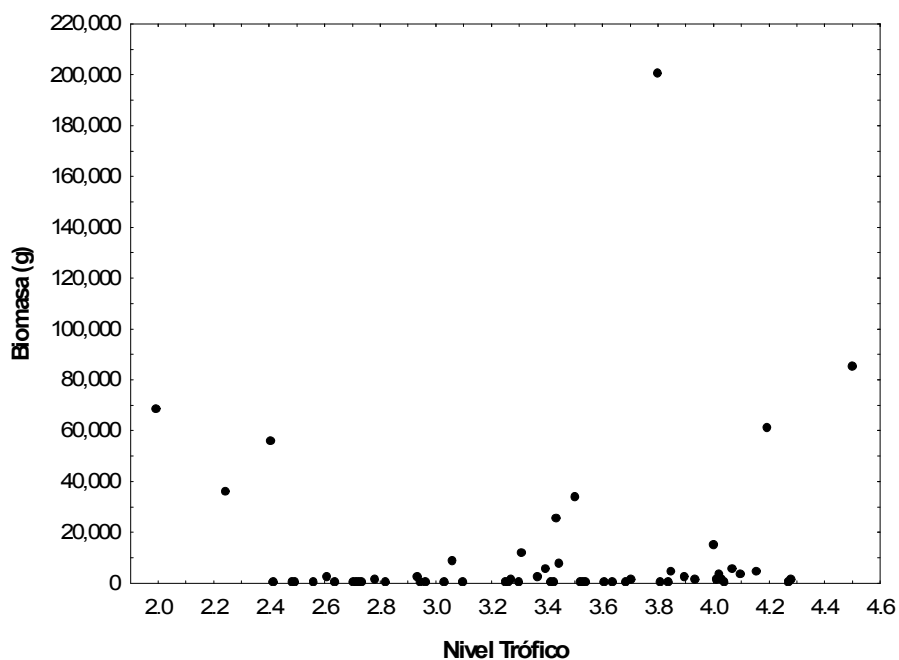


Figura 11. Biomasa (g) total por NT en Cabo Pulmo.

El NTM de Cabo Pulmo se ha mantenido estable desde 1998 (Fig. 12), fluctuando alrededor de 3.15; nótese la correspondencia entre el NTM anual y la proporción de carnívoros.

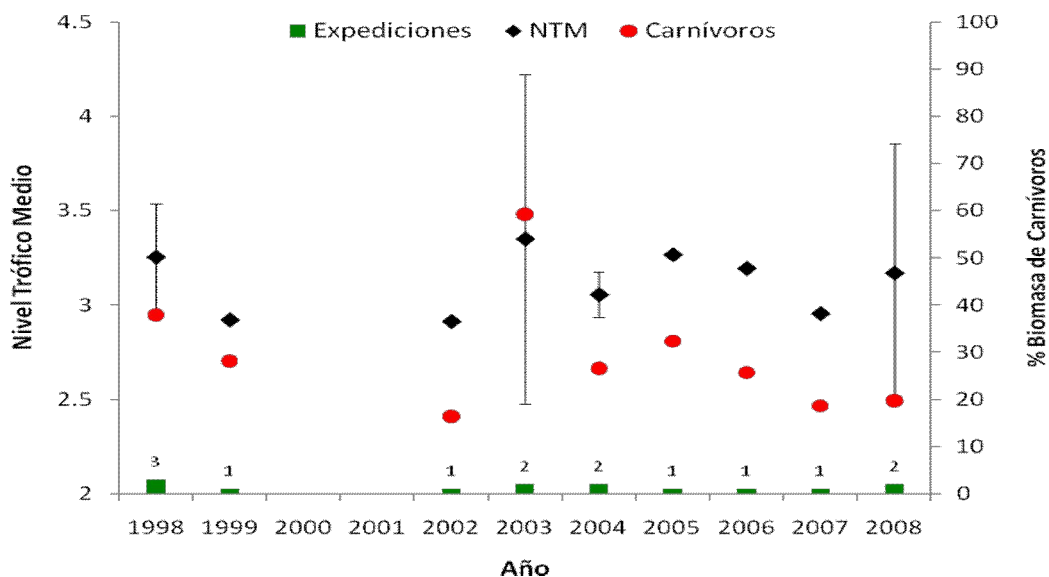


Figura 12. Nivel trófico medio anual en Cabo Pulmo (con su desviación estándar). Se indica la contribución de los carnívoros (NT > 4) a la biomasa y el número de expediciones realizadas en el año.

Con el fin de explorar las variaciones en la composición específica y abundancia relativa de la comunidad de peces arrecifales, se construyó un dendrograma con base en la matriz de similitud de Bray-Curtis. En la figura 13 se aprecia que existe una similitud por encima del 50% entre los años estudiados, exceptuando 1999 y 2008.

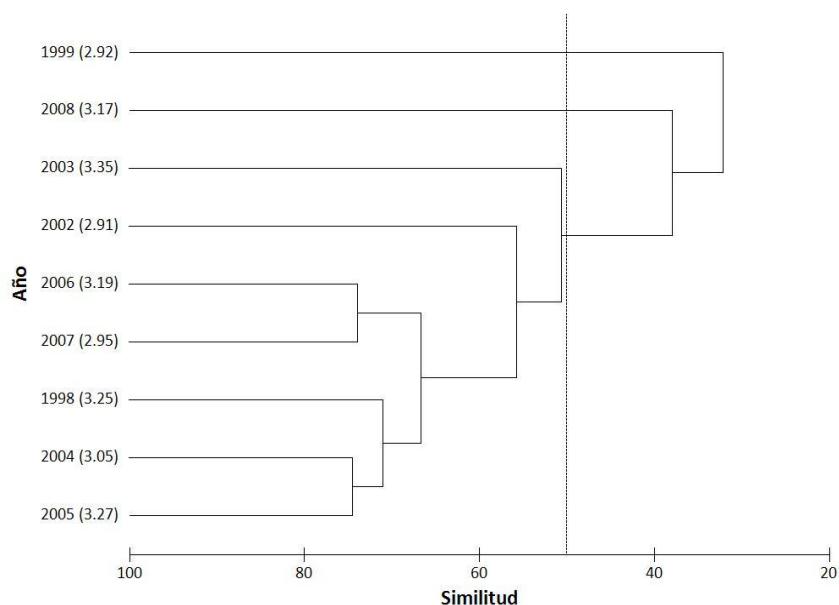


Figura 13. Dendrograma de similitud en la composición específica y abundancia relativa de la comunidad de peces en Cabo Pulmo. Entre paréntesis se indica el NTM anual.

La sensibilidad del NTM anual, con respecto a la contribución relativa de las especies, se evaluó calculando el NTM bajo tres escenarios: con todas las especies, sin las especies dominantes y sin las especies raras. Como se muestra en la figura 14, los resultados obtenidos fueron básicamente los mismos.

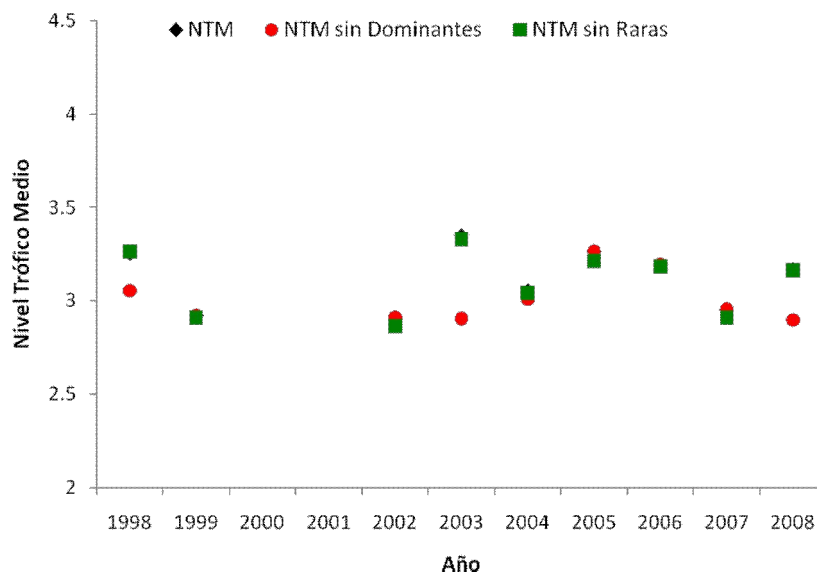


Figura 14. Comparación del NTM en Cabo Pulmo estimado bajo tres escenarios: con todas las especies, sin las especies dominantes y sin las especies raras.

Pacífico Central (Nayarit – Jalisco)

En esta región se observó la mayor diversidad de peces arrecifales, con un total de 146 especies. Al igual que en Cabo Pulmo, las especies más abundantes fueron *C. atrilobata* y *T. lucasanum* (Fig. 15). Asimismo la especie que aportó la mayor cantidad de biomasa fue un carángido, pero en esta ocasión fue *C. sexfasciatus* (Fig. 16). Por consecuencia el NT de esta especie (4.5) fue el que dominó la región (Fig. 17).

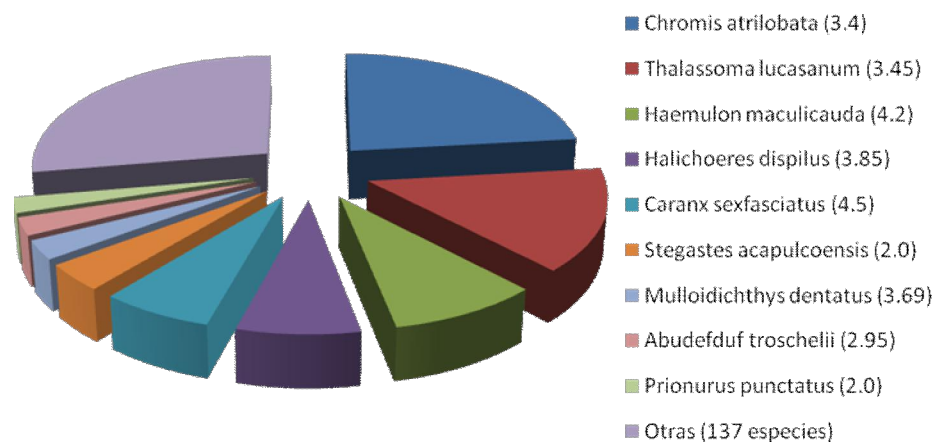


Figura 15. Abundancia relativa (ind/m²) de las especies observadas en el Pacífico Central. El número entre paréntesis indica el nivel trófico de la especie.

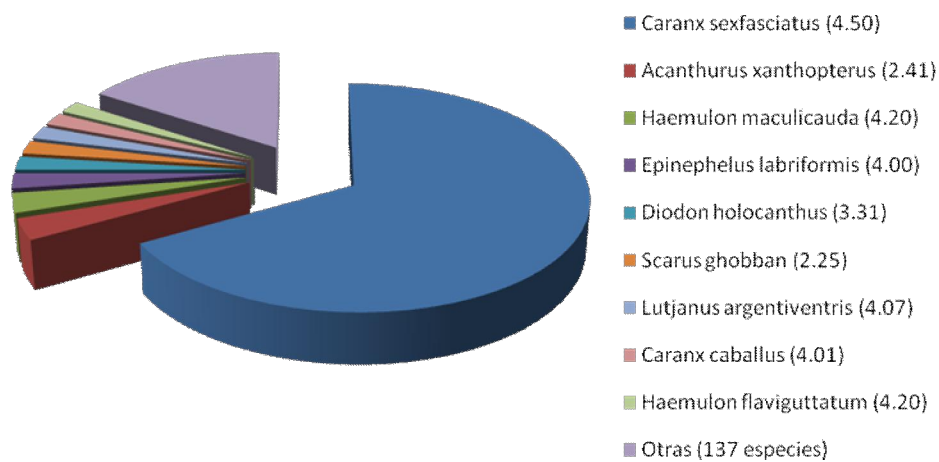


Figura 16. Biomasa (g) de las especies observadas en el Pacífico Central. El número entre paréntesis indica el nivel trófico de la especie.

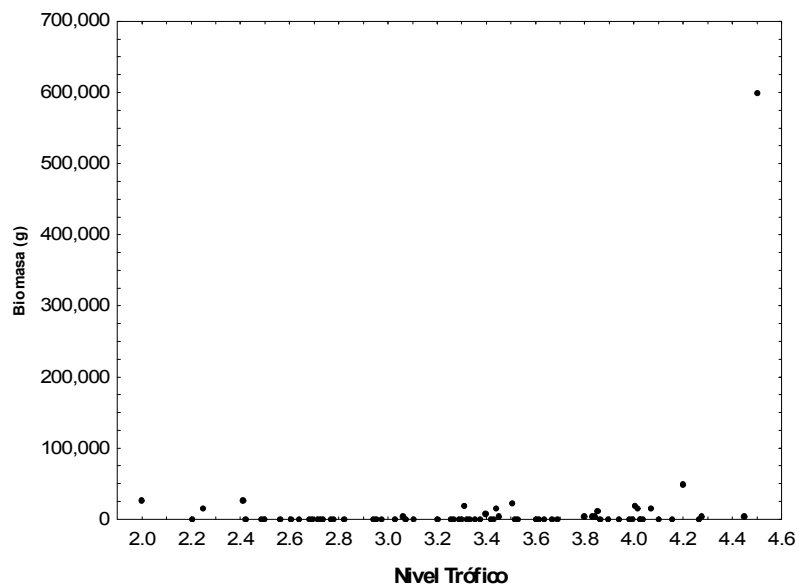


Figura 17. Biomasa (g) total por NT en el Pacífico Central.

En la región Pacífico Central el NTM presentó mayor variación que en Cabo Pulmo (Fig. 18). Sin embargo, se nota cierta estabilidad en los valores, fluctuando alrededor de 3.5. La proporción de carnívoros varió de la misma manera que el NTM en la región.

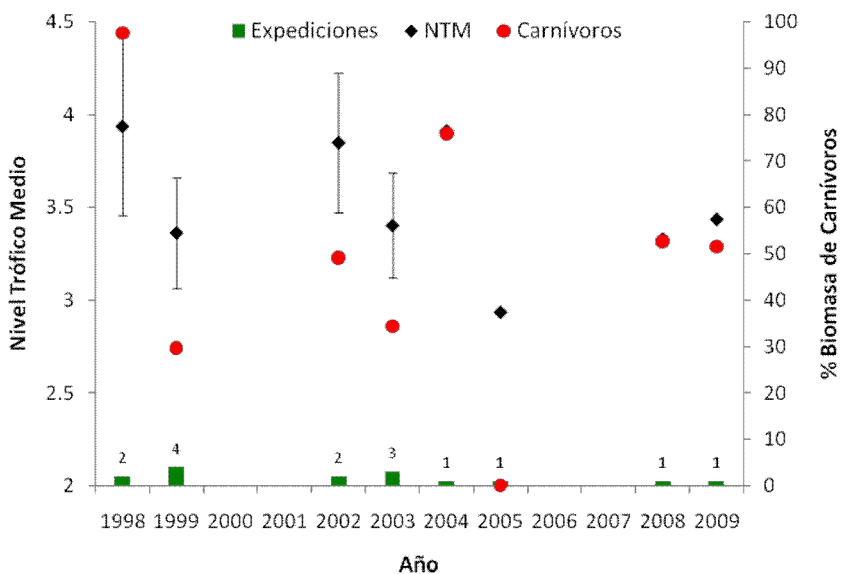


Figura 18. Nivel trófico medio anual en el Pacífico Central (con su desviación estándar). Se indica la contribución de los carnívoros (NT > 4) a la biomasa y el número de expediciones realizadas en el año.

La similitud de la comunidad de peces arrecifales, en la composición específica y abundancia relativa, fue más variable en comparación a Cabo Pulmo. La similitud fue superior al 50% sólo en tres años (Fig. 19).

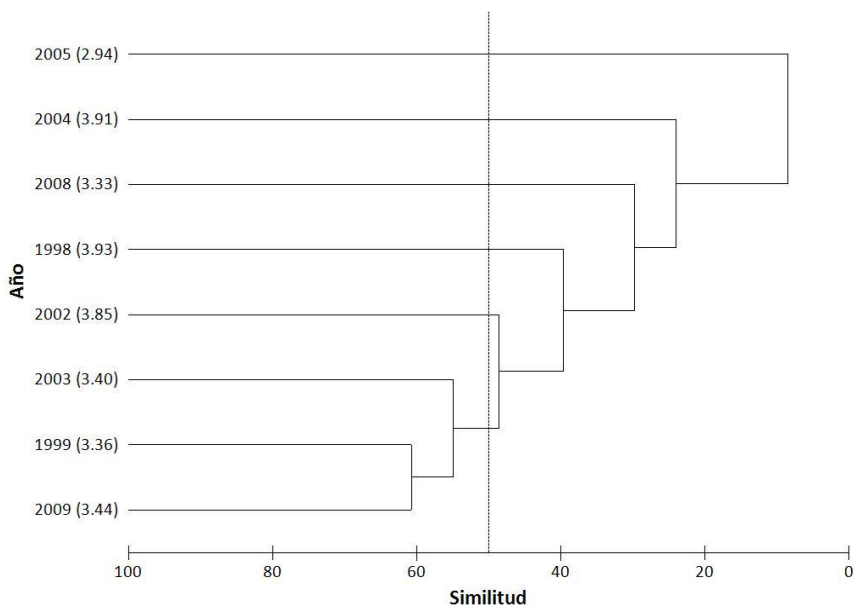


Figura 19. Dendrograma de similitud en la composición específica y abundancia relativa de la comunidad de peces en el Pacífico Central. Entre paréntesis se indica el NTM anual.

El cálculo del NTM bajo los tres escenarios antes mencionados, para evaluar su sensibilidad, mostró el mismo comportamiento que en Cabo Pulmo, es decir, existen ligeras diferencias en los resultados pero las tendencias fueron las mismas, únicamente se aprecia mayor variación cuando se excluyen a las especies dominantes (Fig. 20).

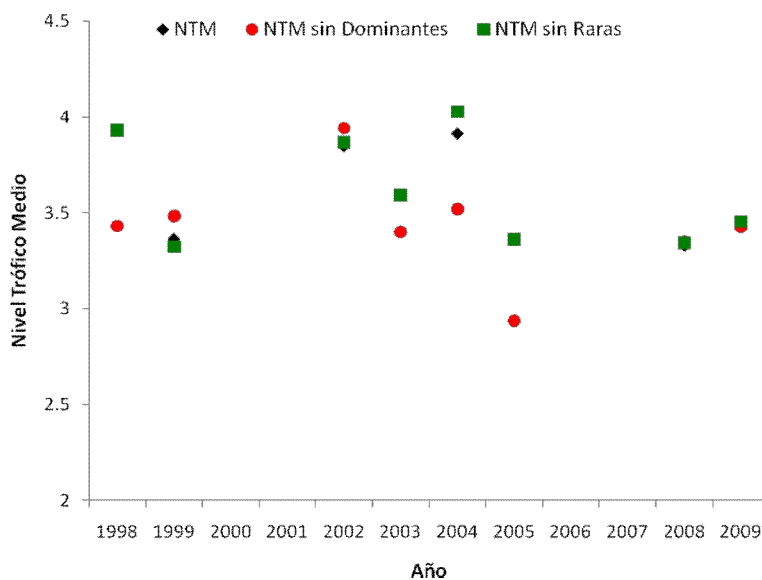


Figura 20. Comparación del NTM en el Pacífico Central estimado bajo tres escenarios: con todas las especies, sin las especies dominantes y sin las especies raras.

Bahías de Huatulco, Oaxaca.

Bahías de Huatulco presentó un total de 87 especies, siendo esta la región donde se observó la menor diversidad de peces arrecifales. En semejanza con las otras dos regiones, *T. lucasanum* y *C. atrilobata* dominaron en abundancia, pero se une a estas especies *A. pacificus* (Fig. 21). En cuanto a biomasa respecta, otra vez una especie de carángido (*C. caballus*) fue quien contribuyó más (Fig. 22). Por lo tanto el NT de dicha especie (4.5) dominó en la comunidad de peces (Fig. 23).

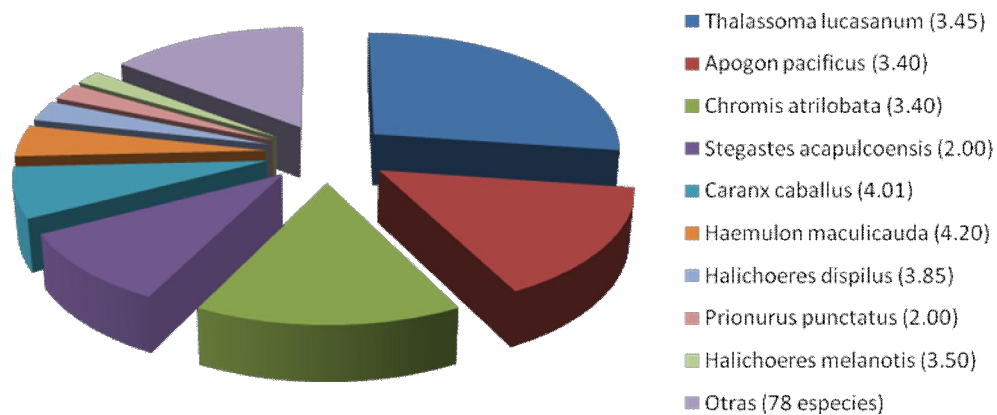


Figura 21. Abundancia relativa (ind/m²) de las especies observadas en Bahías de Huatulco. El número entre paréntesis indica el nivel trófico de la especie.

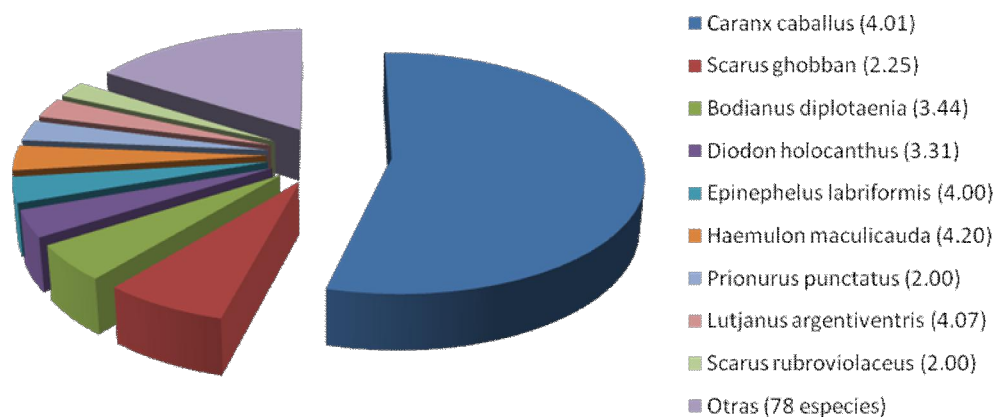


Figura 22. Biomasa (g) de las especies observadas en Bahías de Huatulco. El número entre paréntesis indica el nivel trófico de la especie.

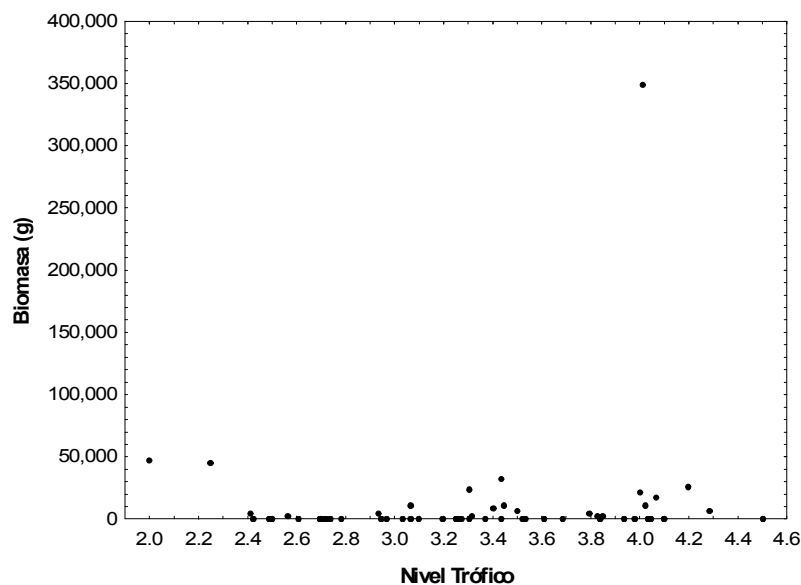


Figura 23. . Biomasa (g) total por NT en Bahías de Huatulco.

A diferencia de Cabo Pulmo y del Pacífico Central, al parecer, el NTM de la comunidad de peces arrecifales en Bahías de Huatulco se incrementó a partir del año 2006 (Fig. 24). En contraste, la contribución de los carnívoros a la biomasa siguió el mismo patrón que en las otras regiones. Es decir, ambas variables se comportan de manera similar.

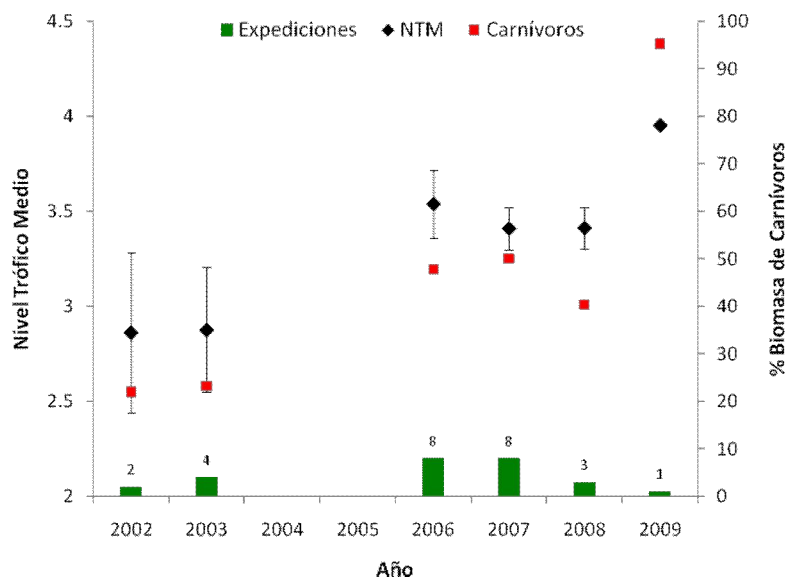


Figura 24. Nivel trófico medio anual en Bahías de Huatulco (con su desviación estándar). Se indica la contribución de los carnívoros (NT > 4) a la biomasa y el número de expediciones realizadas en el año.

En el dendrograma (Fig. 25) se observa que la similitud en la comunidad de peces arrecifales fue superior al 50% en Bahías de Huatulco, excepto en los años extremos del período de estudio (2002 y 2009).

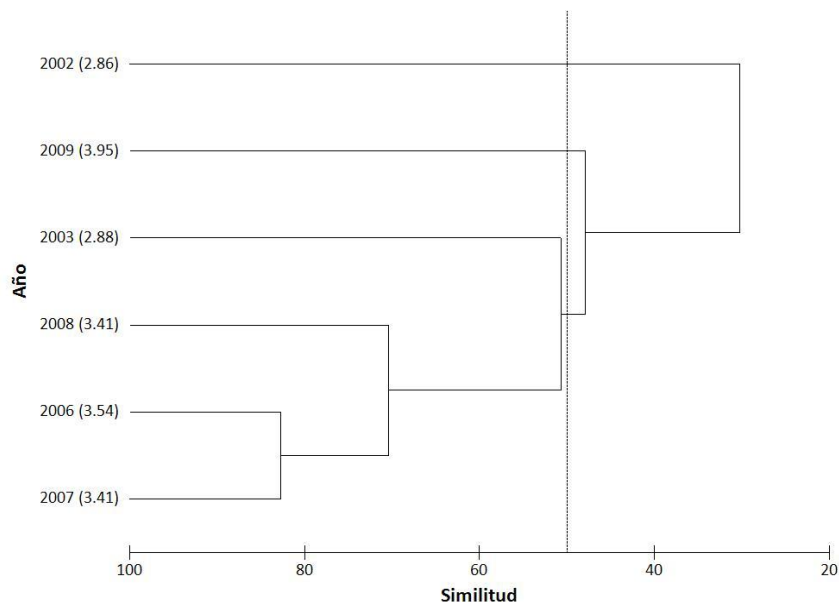


Figura 25. Dendrograma de similitud en la composición específica y abundancia relativa de la comunidad de peces en el Pacífico Central. Entre paréntesis se indica el NTM anual.

Al evaluar la sensibilidad del NTM, calculándolo sin las especies dominantes y sin las especies raras, se observó que los valores del NTM no cambian mucho (acaso ligeramente cuando se excluyen las especies dominantes); figura 26. Estos resultados son concordantes con los obtenidos para Cabo Pulmo y el Pacífico Central.

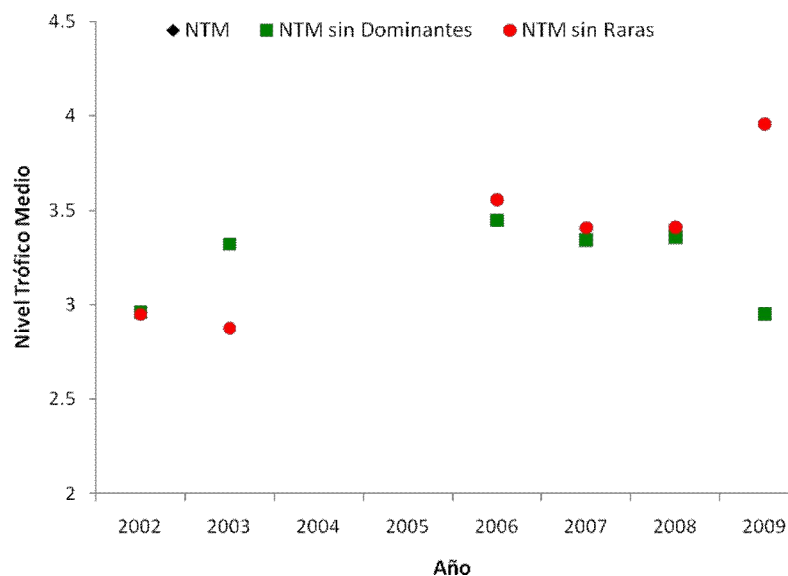


Figura 26. Comparación del NTM en Bahías de Huatulco estimado bajo tres escenarios: con todas las especies, sin las especies dominantes y sin las especies raras.

III.3. Análisis global (inter regional)

Variación espacial del NTM en el Pacífico mexicano (PM)

Con el fin de explorar el NTM en un gradiente latitudinal, se calculó éste para cada región agrupando todos los datos disponibles en cada una de ellas. Si bien no todas las regiones tuvieron el mismo esfuerzo de muestreo, es notable que esto no presentó notables repercusiones sobre el NTM, pues la figura 27 muestra claramente que en la región del PC el NTM fue mayor que en Cabo Pulmo y Bahías de Huatulco.

Al igual que en los casos anteriores, al calcular el NTM bajo los tres escenarios ensayados, los resultados obtenidos fueron bastante consistentes, con diferencias mínimas cuando se excluyen las especies dominantes y las especies raras (Fig. 28).

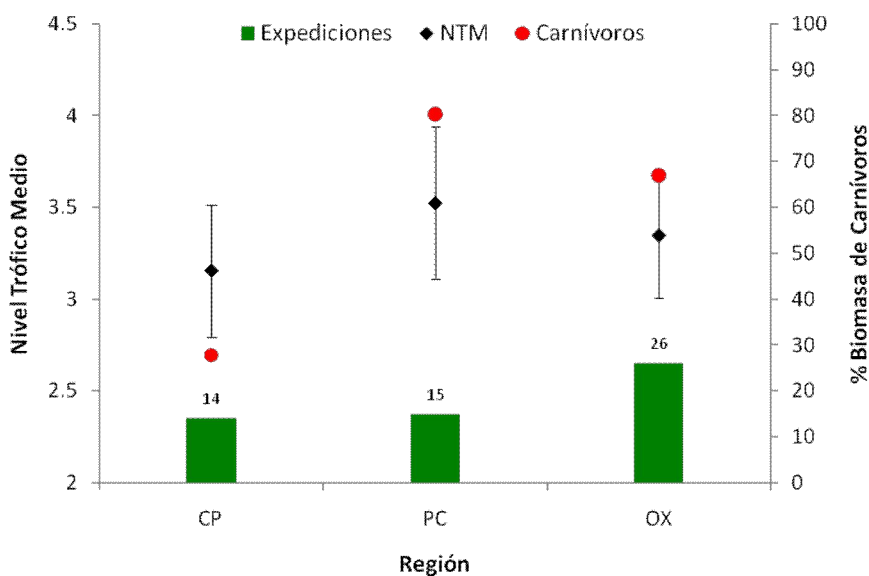


Figura 27. Nivel trófico medio por región (con su desviación estándar). Se indica la contribución de los carnívoros (NT > 4) a la biomasa y el número de expediciones realizadas.

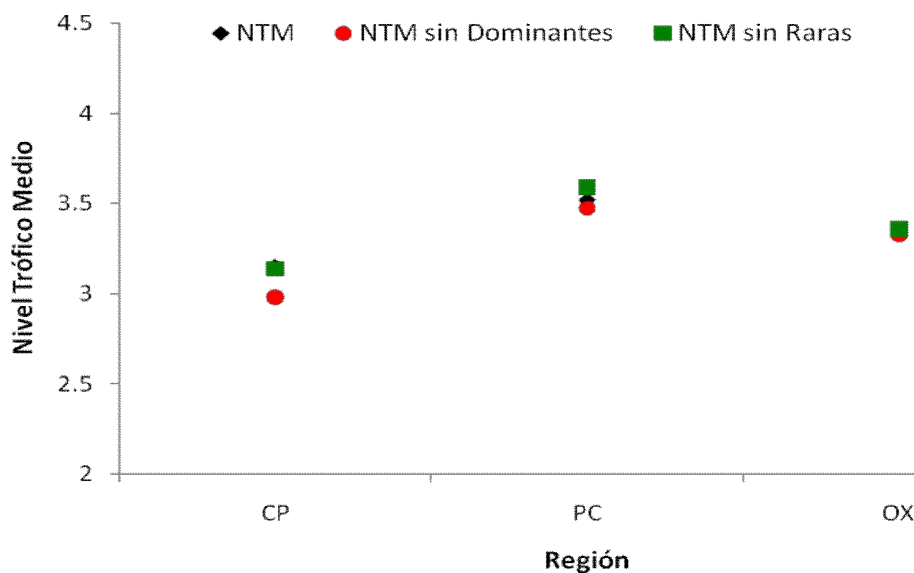


Figura 28. Comparación del NTM en las tres regiones del Pacífico mexicano estimado bajo tres escenarios: con todas las especies, sin las especies dominantes y sin las especies raras.

El análisis de similitud, de la estructura de la comunidad de peces arrecifales, mostró que la composición específica y abundancia relativa fue bastante parecida en las tres regiones (Fig. 29).

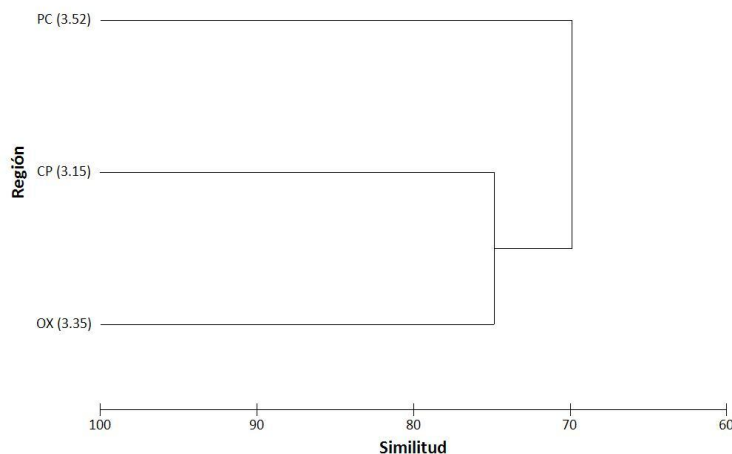


Figura 29.- Dendrograma de similitud en la composición específica y abundancia relativa de la comunidad de peces en las tres regiones Pacífico mexicano. Entre paréntesis se indica el NTM de la región.

Variación espacio temporal del NTM en el Pacífico mexicano

En la figura 30 se presenta el NTM anual en cada región para el período de estudio. Ahí se aprecia que Cabo Pulmo tuvo las menores variaciones y que la región del Pacífico Central las mayores, aunque también los valores de NTM más altos. Bahías de Huatulco presenta valores bajos al inicio del período de estudio y altos en años recientes.

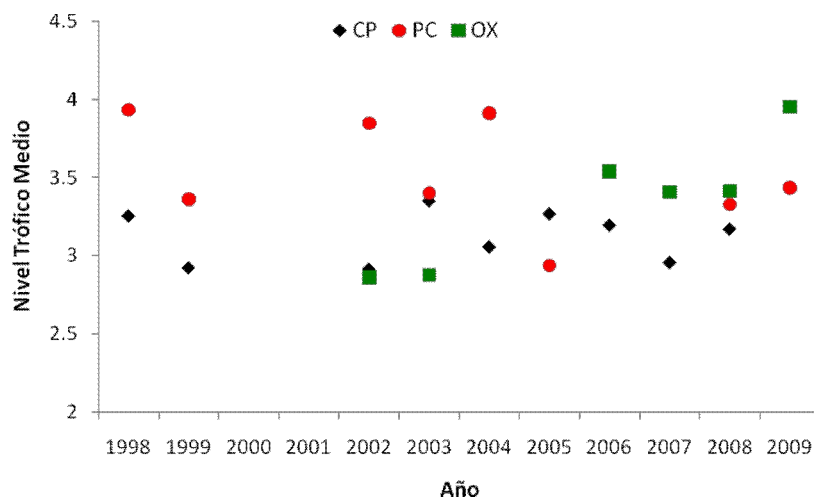


Figura 30.- Nivel trófico medio anual en cada región durante el período de estudio.

IV. DISCUSIÓN

El uso del nivel trófico (NT) de las capturas pesqueras ha generado controversia desde que Pauly *et al* (1998) lo propusieron como un indicador de sobrepesca. Ellos señalaron que el nivel trófico medio (NTM) de las capturas pesqueras reportadas por la Organización de Alimentos y Agricultura (FAO¹⁰ por sus siglas en inglés) ha disminuido en los últimos 45 años a nivel global, debido a la extracción de especies con NT's altos. Es decir, la sobrepesca reduce el NT de las redes tróficas marinas, ya que las especies de carnívoros y de mayor tamaño (NT's altos) son las primeras en ser removidas del ecosistema por ser las comercialmente más atractivas (Reyes Bonilla *et al.*, 2009). Por su parte Caddy *et al* (1998), y después Caddy y Garibaldi (2000), en respuesta a lo propuesto por Pauly, mencionan que Pauly *et al* posiblemente subestimaron la situación de las pesquerías y que también hicieron una mala interpretación de las estadísticas de la FAO. Asimismo, rechazan que exista tal disminución del NT en las capturas pesqueras y, que en su caso, esta depende de diversos factores, características y patrones locales en cada región de estudio. Por otro lado, Essington *et al* (2006) proponen otro punto de vista sobre la disminución del NTM en las capturas. Plantean que la disminución del NTM no es debido a la remoción de especies con NT's altos, sino a la adición secuencial de especies con NT's bajos en las pesquerías. Es decir, existe actividad pesquera multiespecífica y en todos los NT's de la red y no solo de NT's altos (Reyes Bonilla *et al.*, 2009).

Pese a esta controversia, se ha adoptado al NTM como un indicador del estado de salud de los ecosistemas. Actualmente se le conoce como índice trófico marino. Uno de los principales postulados del índice trófico marino (MTI por sus siglas en inglés), es que la pérdida de biodiversidad tiene repercusiones sobre el estado de salud del ecosistema. Por lo tanto, el estado de salud de un ecosistema puede referirse a la diversidad biológica presente en el mismo, es decir, entre más

¹⁰ www.fao.org

diverso más saludable (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2004; Pauly y Watson, 2005; Taylor, 2008).

En este contexto, el objetivo del presente trabajo fue estimar el NTM, así como evaluar si el NTM de las comunidades de peces arrecifales es útil como indicador del estado de salud del ecosistema arrecifal coralino. Asimismo, se exploró el efecto que tiene la condición de protección (Área Marina Protegida, ó AMP) sobre el ecosistema, comparando el NTM en comunidades arrecifales protegidas y sin protección. Cabe mencionar que para tal propósito, se tomaron como AMP's las regiones de Cabo Pulmo y Bahías de Huatulco, ya que ambas cuentan con un mínimo de 10 años de haber sido decretadas como tales. Por su parte la región del Pacífico Central se tomó como sin estado de protección, aún y cuando Islas Marietas fue decretada Parque Nacional en 2005, pero el Plan de Manejo se publicó hasta 2007. Es decir, los resultados de este status es probable que aún no sean perceptibles. En el caso de Isla Isabel, también Parque Nacional, el programa de manejo no incluye el área marina adyacente a la isla para su protección/conservación.

Por otra parte, es necesario tener una idea de la incertidumbre de los datos con los que se determina el NTM. El NT de cada especie fue obtenido de FishBase. De las 167 especies registradas en todo el Pacífico mexicano, sólo de 26 no se encontró el NT a nivel de especie y se utilizó el del género y únicamente tres fueron excluidas del análisis por carecer de información (Fig. 3). Esto no implicó mayor variación en el cálculo del NTM (Figs. 14, 20, 26 y 28), ya que dichas especies fueron poco frecuentes y abundantes (raras). Es decir, presentan una baja densidad (ind/m^2) y aportan muy poco a la biomasa.

El tener diferentes métodos de muestreo (entre regiones y años) podría sesgar el cálculo del NTM. Sin embargo, al hacer el análisis de similitud entre transectos de banda y cilindros de observación (anexo 2), se demostró que dichos métodos son consistentes y equiparables entre ellos. Para minimizar las diferencias entre métodos de muestreo se podría omitir del análisis a las especies

raras (Álvarez Filip y Reyes Bonilla, 2006), pero como se menciona anteriormente, el cálculo de NTM no está influido por la presencia o ausencia de dichas especies.

Por otra parte, el tener diferente número de censos entre regiones o años tampoco afecta el cálculo del NTM, puesto que está ponderado por la abundancia relativa de las especies observadas en el censo, expedición o año. Además, en los resultados se observa que el valor del NTM anual no está relacionado con el número de expediciones efectuadas en el año (tabla 2 y Figs. 12, 18, 24 y 27).

En conclusión, podemos afirmar que ambos métodos visuales, tanto el de transectos de banda como el de cilindros estacionarios, proporcionan información equivalente y confiable para fines de los objetivos del presente trabajo. Más aún, si se pretende utilizar el NTM como indicador de la salud del ecosistema, bastaría con enfocarse al registro de las especies más conspicuas y abundantes, ya que la biomasa de las especies raras es prácticamente negligente (anexo 2). Por otro lado, si el objetivo del trabajo es de interés taxonómico, tendrían que usarse otro tipo de técnicas y realizar, por ejemplo, muestreos nocturnos. En un trabajo realizado en la Gran Barrera, Ackerman y Belwood (2000) utilizaron rotenona para aniquilar a todos los peces presentes. Como era de esperarse, encontraron más especies y mayor número de individuos que con censos visuales en el mismo lugar, pero cabría cuestionarse si el uso de una técnica tan destructiva vale la pena por la información que genera y sobre todo el propósito del trabajo.

Para calcular el NTM, ponderado por la biomasa, se estimó el peso medio para cada especie (anexo 1) mediante la relación talla-peso, cuyos parámetros fueron obtenidos de FishBase. Este cálculo sí podría estar sobrestimado, ya que se realizó tomando las tallas máximas de las especies registradas. Sin embargo, dicho error sería sistemático, ya que se aplicó a todas las especies. Este enfoque ya ha sido utilizado en trabajos similares (Newman *et al.*, 2006; Newman y Paredes, 2007). Cabe mencionar que la aportación de los carángidos a la biomasa sí es mayor que la de otras especies, pero podría no ser tan abrumadora como aparece en nuestros resultados (Figs. 7, 8, 10, 16 y 22).

En cuanto a la diversidad de peces arrecifales se encontró que para Cabo Pulmo la riqueza específica fue de 108, para el Pacífico Central de 146 y para Bahías de Huatulco de 87 especies. Algunos trabajos previos han reportado un diferente número de especies para las regiones estudiadas. Por ejemplo, para Cabo Pulmo Villarreal Cavazos (1988) reportó 226 especies, Villarreal Cavazos *et al* (2000) reportaron 236, Aburto Oropeza y Balart (2001) registraron 74, Álvarez Filip (2004) 62 y Álvarez Filip y Reyes Bonilla (2006) observaron 76. Para Bahía de Banderas sólo se tienen dos estudios sobre diversidad ictiológica, cuyos resultados reportaron 115 especies (Cupul Magaña *et al.*, 2000) y 210 (Moncayo Estrada *et al.*, 2006) en la región. En el caso de Bahías de Huatulco los estudios realizados para elaborar el programa de conservación y manejo del Parque Nacional arrojaron un registro de 121 especies de peces arrecifales (SEMARNAT, 2002). Las diferencias en el número de especies registradas podrían deberse al esfuerzo de muestreo aplicado, a la estacionalidad, e incluso, a los avances en los estudios taxonómicos. Por ejemplo, la estacionalidad afecta la presencia de las especies e induce patrones variables, con una baja diversidad en invierno y alta en verano – otoño. Esto sugiere que los patrones de reproducción y reclutamiento de las especies juegan un importante papel en la estructura de la comunidad íctica (Aburto Oropeza y Balart, 2001). Asimismo, el incremento en la productividad puede tener variados efectos sobre la abundancia de niveles tróficos altos. Se ha sugerido que el aumento en la aportación de nutrientes a los niveles tróficos bajos tiene como consecuencia un incremento en la abundancia de los niveles tróficos altos (Abrams, 1993; Askey *et al.*, 2007).

Por otro lado, los trabajos más antiguos reportan una mayor diversidad íctica, sin embargo, al revisar los listados de especies encontramos una gran cantidad de sinonimias, algunas especies cambiaron de nombre, otras desaparecieron o varias especies eran una misma (p. ej. en Villarreal Cavazos, 1988 y Villarreal Cavazos *et al*, 2000). También se ha reportado que un buen porcentaje de las especies registradas (15% aprox.) dentro de los arrecifes se ubican dentro de la categoría de visitantes, pues no dependen estrictamente de él.

Lo frecuentan con fines de alimentación, como es el caso de los géneros *Dasyatis*, *Caranx*, *Kyphosus* y *Mugil*. De manera similar, las especies migratorias durante sus viajes también usan el sitio para alimentarse o refugiarse (Villarreal Cavazos, 1988). Sin embargo, nuestros resultados coinciden con los trabajos realizados en las tres regiones en que las especies *Thalassoma lucasanum* y *Chromis atrilobata* son las especies más abundantes en el ecosistema arrecifal coralino (*Op. cit.*). Asimismo, de acuerdo a nuestros resultados la región del Pacífico Central es la que presenta la mayor diversidad ictiológica. Este resultado podría estar influido por la topografía de la zona y las corrientes oceánicas, ya que dichas características propician la existencia de una gran variedad de hábitats (heterogeneidad espacial), lo que contribuye a la conformación de esta mayor diversidad de peces arrecifales (Cupul Magaña *et al.*, 2000; Aburto Oropeza y Balart, 2001; Álvarez Filip, 2004; Begg *et al.*, 2005; Arias González *et al.*, 2006; Moncayo Estrada *et al.*, 2006).

Las familias Labridae, Pomacentridae y Serranidae representaron un 25% de las especies registradas en este estudio. Por lo que se puede asumir que estas tres familias son representativas del ecosistema arrecifal coralino del Pacífico Mexicano y dominan la comunidad íctica, en cuanto a número de especies. Esto ya había sido observado por otros autores (Villarreal Cavazos, 1988; Cupul Magaña *et al.*, 2000; Villarreal Cavazos *et al.*, 2000; Aburto Oropeza y Balart, 2001; Álvarez Filip, 2004; Álvarez Filip *et al.*, 2006; Moncayo Estrada *et al.*, 2006; Calderón Aguilera *et al.*, 2009) lo que podría indicar estabilidad en la estructura de la comunidad de peces arrecifales de estas regiones.

En cuanto al comportamiento del NTM a través del tiempo, Cabo Pulmo ha mantenido valores estables desde 1998 alrededor de 3.15; la región del Pacífico Central presenta una mayor variación, sin embargo, los valores en los años estudiados fluctúan entre 3.52. En Bahías de Huatulco los resultados indican que a partir del año 2006 el NTM se incrementó ligeramente, llegando a valores promedio de 3.35. El que Cabo Pulmo haya presentado una mayor estabilidad en el NTM podría implicar que la comunidad de peces asociadas al arrecife coralino

de esta región no ha cambiado mucho en el tiempo, a excepción de aquellos años o expediciones donde *Caranx hippos* se hizo presente. Sin embargo, en esta región se presentaron, en general, los menores valores en el NTM anual de todo el Pacífico mexicano. Como se menciona anteriormente, la respuesta a las mayores variaciones del NTM encontradas en el Pacífico Central podría estar en el patrón de corrientes que circundan la región y en la mayor heterogeneidad espacial, ya que esta región considera una mayor diversidad de hábitats (Cupul Magaña *et al.*, 2000; Aburto Oropeza y Balart, 2001; Álvarez Filip, 2004; Moncayo Estrada *et al.*, 2006).

Por otra parte, la aparición de especies con NT's altos y de gran tamaño, en este caso los carángidos con NT superior a 3.8, promovió valores de NTM por encima de la media para cada región. El caso contrario se dio cuando los carnívoros fueron poco abundantes. Entonces, los valores del NTM podrían estar fuertemente influidos por la presencia o ausencia de organismos carnívoros y de otras especies visitantes (Villarreal Cavazos, 1988; Reyes Bonilla *et al.*, 2009). Por ejemplo, *Caranx hippos* en Cabo Pulmo, *C. sexfasciatus* en el Pacífico Central y *C. caballus* en Bahías de Huatulco. Este patrón es consistente en las tres regiones de estudio. Cuando comparamos el NTM anual de cualquier región con el porcentaje de biomasa de carnívoros, se aprecia que ambas variables fluctúan de manera similar (las variables están muy relacionadas). Por lo que probablemente las comunidades de peces asociados a los arrecifes coralinos del Pacífico mexicano no están controladas de abajo hacia arriba (por los productores primarios) sino que la modulación del flujo de energía debe darse por la depredación, es decir, de arriba hacia abajo (Álvarez Filip, 2004; Álvarez Filip *et al.*, 2006). Es muy probable que el flujo de energía esté controlado de esta manera, ya que los arrecifes coralinos son considerados como ecosistemas muy diversos y productivos (Connell, 1978; Christensen y Pauly, 1993; Ackerman y Bellwood, 2000). Siendo este el caso, una comunidad de peces arrecifales con NTM alto estaría indicando un ecosistema en mejores condiciones que otro con NTM menor (Pauly *et al.*, 1998; Agardy, 2000; Ferreira *et al.*, 2004; Secretariat of

the Convention on Biological Diversity, 2004; Pauly y Watson, 2005; Newman y Paredes, 2007; Rousseau *et al.*, 2008).

Al tratar de hacer un análisis comparativo entre las tres regiones, y tomando en consideración que ecosistemas con NTM's altos son más diversos y saludables, los resultados arrojaron que el Pacífico Central podría ser la región que se encuentra en mejores condiciones, ya que aquí se encontró un NTM superior al de Cabo Pulmo y Bahías de Huatulco, además de la mayor diversidad ictiológica. Esto se contrapone a lo esperado, debido a que esta región carece *status* de protección, mientras que las otras regiones cuentan con un decreto de protección desde hace por lo menos 10 años. Es decir, al estar prohibida la pesca dentro de las AMP's se esperaría que su NTM aumentara con el tiempo, al no haber remoción de especies con NT's altos. Esta situación aún es muy debatida, ya que en el caso del Parque Nacional Cabo Pulmo su decreto como AMP no parece haber manifestado una mejoría en el estado del arrecife (Álvarez Filip y Reyes Bonilla, 2006; Hernández Velasco *et al.*, 2009). Por su parte, Arizpe Covarrubias (2004) encontró que las condiciones ambientales del sistema han mejorado, siendo cada vez más frecuente encontrar diversas y abundantes poblaciones de peces de grandes tallas, que difícilmente se podían localizar en el arrecife al inicio de la década anterior. Asimismo la cobertura de coral vivo, considerada como un buen indicador de la salud del arrecife y sobre todo de biodiversidad (Bell y Galzin, 1984), ha ido aumentando en la última década. Por otro lado, nuestros resultados podrían indicar que el impacto de haber decretado a Bahías de Huatulco como AMP tuvo un efecto positivo en la comunidad íctica, por lo tanto en su estado de salud, ya que el NTM de esta región se incrementó en los años recientes.

En el Caribe Newman y Paredes (2007) encontraron que la respuesta de las comunidades de peces arrecifales al *status* de protección dependía fundamentalmente del tamaño de la reserva (reservas de mayor extensión tenían NT más alto) y del estado ecológico inicial (comunidades menos degradadas respondían más rápido y más favorablemente que comunidades ya muy

perturbadas). Aunado a esto, los resultados de Paddock *et al* (2009) manifiestan que la densidad de los peces arrecifales en el Caribe ha venido disminuyendo desde hace una década, a pesar de su estado de protección. De hecho en un trabajo anterior, Newman y *et al* (2006) encontraron que las biomásas eran mayores únicamente en áreas protegidas mayores a 100 km², sujetas a estricta vigilancia y después de más de 10 años de ostentar ese status. Caso contrario mostraron los resultados de Claudet *et al* (2008), donde mencionan que la efectividad del AMP no tiene ninguna relación con el área de la reserva ni con el tiempo de su decreto; incluso manifiestan que la densidad de peces es mayor que en la zona adyacente (sin protección). Asimismo, los resultados de Revenga y Badalamenti (2008) manifiestan que la efectividad real de las AMP's parece estar limitada a conservación natural y al incremento en biomasa y tamaño de los peces dentro del área protegida. Bajo este contexto, Bahías de Huatulco es la única AMP con un área superior a los 100 km², que tiene más de 10 años de estar protegida y 7 años con un plan de manejo vigente. Según lo propuesto por Newman *et al* (2006), estas serían las razones por las que el Parque Nacional Bahías de Huatulco habría incrementado su NTM. En un trabajo realizado *ad hoc* en Cabo Pulmo por Hernández Velasco y *et al* (2009) no encontraron diferencias significativas entre el NT en una zona sujeta a pesca y otra de no pesca. Lo que podría estar indicando que el status de protección es indiferente para esta región. Una situación parecida se presentó en una reserva marina de Barbados, según resultados de Chapman y Kramer (1999). Actualmente, la pesca no se realiza en el Parque por decisión de la propia comunidad y por el Decreto del 6 de junio de 1995 (CONANP, 2006).

A su vez se ha descrito que la actividad pesquera realizada en los límites del área protegida o cercana a ella influye en la diversidad y densidad de las especies dentro de la misma (Roberts y Polunin, 1991; Agardy, 2000; Roberts *et al.*, 2001; Begg *et al.*, 2005; Claudet *et al.*, 2008), ya que algunas especies de interés comercial solo usan el arrecife (en este caso) como refugio, pero son capturadas en las inmediaciones del área protegida (Roberts *et al.*, 2001; Kellner

et al., 2007), 2007). Es decir, la actividad pesquera dentro de la reserva o cercana a ella implicaría una disminución de la diversidad íctica, del NTM y por ende el ecosistema se estaría degradando (Pauly *et al.*, 1998; Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2004; Arancibia y Neira, 2005; Pauly y Watson, 2005; Reyes Bonilla *et al.*, 2009).

A final de cuentas, una manera de evitar la degradación del ecosistema arrecifal coralino, es crear AMP's pero resguardadas bajo las normas y estrategias necesarias para su conservación, es decir, con un efectivo y funcional plan de manejo (Agardy, 1994; Allison *et al.*, 1998; Halpern, 2003; Field *et al.*, 2006; Newman y Paredes, 2007; Claudet *et al.*, 2008). Sin embargo, las medidas de protección solo pueden ser dirigidas a evitar daños antropogénicos sobre el arrecife, pero aún queda a la merced del impacto de la naturaleza (Reyes Bonilla, 2001; Calderón Aguilera y Reyes Bonilla, 2006; Carpenter *et al.*, 2008). Por otro lado, el uso de indicadores biológicos para evaluar el estado y calidad del ecosistema se ha incrementado recientemente, debido a la necesidad de monitorear los posibles cambios en el estado de salud de diversos hábitats (Agardy, 1994; 2000; Rice, 2003; Aguilar Ibarra, 2005; Aramburu Vizcarra *et al.*, 2008).

V. CONCLUSIONES

El Nivel trófico medio (NTM) de las comunidades de peces arrecifales podría implementarse como indicador del estado de salud de los arrecifes coralinos, pero solo a través del tiempo y en un mismo sitio. Entonces, bajo estas circunstancias, una disminución secuencial del NTM podría indicar que el ecosistema se está degradando. Hacer comparaciones entre regiones es un tanto complicado debido a que los ecosistemas no presentan las mismas características ni condiciones. Es decir, no se puede aseverar que un NTM de 3.2, por ejemplo, indique un buen estado de salud para los todos los arrecifes coralinos del Pacífico mexicano.

En resumen:

- El nivel trófico medio (NTM) de la comunidad de peces arrecifales es función de la contribución proporcional de los diferentes grupos funcionales y no necesariamente de la calidad del ecosistema.
- La región del Pacífico Central Mexicano (PCM) presentó el NTM más alto debido a la mayor presencia de carángidos y otras familias de peces carnívoros.
- No se encontró relación entre el status de protección y el NTM. Esto es, los arrecifes de Cabo Pulmo y de Bahías de Huatulco, áreas protegidas, no tuvieron mayor NTM que el PCM que no estaba protegido.

VI. LITERATURA CITADA

- Abrams, P. A. 1993. Effect of increased productivity on the abundances of trophic levels. *The American Naturalist*. 141(3): 351-371.
- Aburto Oropeza, O. y E. F. Balart. 2001. Community structure of reef fish in several habitats of a rocky reef in the Gulf of California. *Marine Ecology*. 22(4): 283-305.
- Ackerman, J. L. y D. R. Bellwood. 2000. Reef fish assemblages: A re-evaluation using enclosed rotenone stations. *Marine Ecology Progress Series*. 206: 227-237.
- Agardy, T. 1994. Advances in marine conservation: The role of marine protected areas. *Trends in Ecology and Evolution*. 9(7): 267-270.
- Agardy, T. 2000. Effects of the fisheries on marine ecosystems: A conservationist's perspective. *ICES Journal of Marine Science*. 57: 761-765.
- Aguilar Ibarra, A. 2005. Los peces como indicadores de la calidad ecológica del agua. *Revista Digital Universitaria*. 6(8): 1-14.
- Allen, G. R. y D. R. Robertson. 1998. Peces del Pacífico Oriental Tropical. *CONABIO*. 327 pp.
- Allison, G. W., J. Lubchenco y M. H. Carr. 1998. Marine reserves are necessary but not sufficient for marine conservation. *Ecological Applications*. 8(1): S79-S92.
- Álvarez Filip, L. 2004. Influencia del hábitat sobre la asociación de peces en el arrecife coralino de Cabo Pulmo, B. C. S., México. Tesis de Maestría en Ciencias. *CICESE*. Ensenada, Baja California. 102 pp.
- Álvarez Filip, L. y H. Reyes Bonilla. 2006. Comparison of community structure and functional diversity of fishes at Cabo Pulmo coral reef, western México between 1987 and 2003. *Proceedings of 10th International Coral Reef Symposium*. Okinawa, Japón. Junio de 2006. 216-225.
- Álvarez Filip, L., H. Reyes Bonilla y L. E. Calderón Aguilera. 2006. Community structure of fishes in Cabo Pulmo Reef, Gulf of California. *Marine Ecology*. 27: 253-262.

- Aramburu Vizcarra, G., L. E. Calderón Aguilera, E. Chávez Ortiz, A. L. Cupul Magaña, A. de Jesús Navarrete, C. González Gándara, M. D. Herrero Perezrul y J. P. Carricart Ganivet. 2008. La importancia de los arrecifes de coral en México. *EcoFronteras*. 34: 2-5.
- Arancibia, H. y S. Neira. 2005. Long-term changes in the mean trophic level of Central Chiles fishery landings. *Scientia Marina*. 69(2): 295-300.
- Arias González, J. E., T. J. Done, C. A. Page, A. J. Cheal, S. Kininmonth y J. R. Garza Pérez. 2006. Towards a reefscape ecology: relating biomass and trophic structure of fish assemblages to habitat at Davies Reef, Australia. *Marine Ecology Progress Series*. 320: 29-41.
- Arizpe Covarrubias, O. 2004. El turismo como alternativa a la pesca en el manejo de un arrecife coralino. Caso Cabo Pulmo, Golfo de California. En: Rivera Arriaga, E., G. J. Villalobos Zapata, I. Azuz Adeath, F. Rosado May (eds). El manejo costero en México. *Universidad Autónoma de Campeche, SEMARNAT*. Campeche, Campeche. p. 573-588.
- Askey, P. J., L. K. Hogberg, J. R. Post, L. J. Jackson, T. Rhodes y M. S. Thompson. 2007. Spatial patterns in fish biomass and relative trophic level abundance in a wastewater enriched river. *Ecology of Freshwater Fish*. 16: 343-353.
- Balmford, A., P. Gravestock, N. Hockley, C. J. McClean y C. M. Roberts. 2004. The worldwide costs of marine protected areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 101(26): 9694-9697.
- Beddington, J. R., D. J. Agnew y C. W. Clark. 2007. Current problems in the management of marine fisheries. *Science*. 316: 1713-1716.
- Begg, G. A., B. D. Mapstone, A. J. Williams, S. Adams, C. R. Davies y D. C. Lou. 2005. Multivariate life-history indices of exploited coral reef fish populations used to measure the performance of no-take zones in a marine protected area. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 62(3): 679-692.
- Bell, J. D. y R. Galzin. 1984. Influence of live coral cover on coral-reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series*. 15: 265-274.
- Booth, D. J. y G. A. Beretta. 2002. Changes in a fish assemblage after a coral bleaching event. *Marine Ecology Progress Series*. 245: 205-212.

- Burkepile, D. E. y M. E. Hay. 2008. Herbivore species richness and feeding complementarity affect community structure and function on a coral reef. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 105(42): 16201-16206.
- Caddy, J. F. y L. Garibaldi. 2000. Apparent changes in the trophic composition of world marine harvests: The perspective from the FAO capture database. *Ocean & Coastal Management*. 43: 615-655.
- Caddy, J. F., J. Csirke, S. M. García y R. J. R. Grainger. 1998. How pervasive is "Fishing Down Marine Food Webs"? *Science*. 282: 1383a.
- Calderón Aguilera, L. E. y H. Reyes Bonilla. 2006. Can local oceanographic conditions in the Mexican Pacific buffer the El Niño-Southern Oscillation effects on coral reefs? *Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium*. Okinawa, Japón. Junio de 2006. 1138-1143.
- Calderón Aguilera, L. E. y K. W. Flessa. 2009. Just add water? Transboundary Colorado River flow and ecosystem services in the upper Gulf of California. En: López Hoffman, R. V., K. W. Flessa, E. McGovern (eds). *Beyond the line: Making conservation work across the US – Mexico border*. University of Arizona Press. Tucson, Arizona. p. 298-320.
- Calderón Aguilera, L. E., H. Reyes Bonilla, R. A. López Pérez, A. Cupul Magaña, M. D. Herrero Perezrul, J. D. Carriquiry y P. Medina Rosas. 2009. Fauna asociada a arrecifes coralinos del Pacífico Mexicano. *Ciencia y Desarrollo*. 35(230): 38-45.
- Caley, M. J. 1995. Community dynamics of tropical reef fishes: Local patterns between latitudes. *Marine Ecology Progress Series*. 129: 7-18.
- Carpenter, K. E., M. Abrar, G. Aeby, R. B. Aronson, S. Banks, A. Bruckner, A. Chiriboga, J. Cortés, J. C. Delbeek, L. DeVantier, G. J. Edgar, A. J. Edwards, D. Fenner, H. M. Guzmán, B. W. Hoeksema, G. Hodgson, O. Johan, W. Y. Licuanan, S. R. Livingstone, E. R. Lovell, J. A. Moore, D. O. Obura, D. Ochavillo, B. A. Polidoro, W. F. Precht, M. C. Quibilan, C. Reboton, Z. T. Richards, A. D. Rogers, J. Sanciangco, A. Sheppard, C. Sheppard, J. Smith, S. Stuart, E. Turak, J. E. N. Verón, C. Wallace, E. Weil y E. Wood. 2008. One-third of reef-building corals face elevated extinction risk from climate change and local impacts. *Science*. 321: 560-563.
- Chapman, M. R. y D. L. Kramer. 1999. Gradients in coral reef fish density and size across the Barbados Marine Reserve boundary: Effects of reserve protection and habitat characteristics. *Marine Ecology Progress Series*. 181: 81-96.

- Christensen, V. y D. Pauly. 1993. Trophic models of aquatic ecosystems. *Proceedings of The International Center for Living Aquatic Resources Management*. 26: 390 pp.
- Clarke, K. R. y R. N. Gorley. 2008. PRIMER-E v6. *PRIMER-E, Plymouth*. United Kingdom. Versión 6.1.11.
- Claudet, J., C. W. Osenberg, L. Benedetti Cecchi, P. Domenici, J. A. García Charton, Á. Pérez Ruzafa, F. Badalamenti, J. BayleSempere, A. Brito, F. Bulleri, J.-M. Culioli, M. Dimech, J. M. Falcón, I. Guala, M. Milazzo, J. Sánchez Meca, P. J. Somerfield, B. Stobart, F. Vandeperre, C. Valle y S. Planes. 2008. Marine reserves: Size and age do matter. *Ecology Letters*. 11(5): 481-489.
- Coll, M., S. Libralato, S. Tudela, I. Palomera y F. Pranovi. 2008. Ecosystem overfishing in the ocean. *PLoS ONE*. 3(12): e3881.
- CONANP. 1995. Decreto por el que se declara como Parque Marino Nacional la zona conocida como Cabo Pulmo, Baja California Sur. *Diario Oficial de la Federación*. 6 pp.
- CONANP. 2006. Programa de conservación y manejo Parque Nacional Cabo Pulmo, Baja California Sur. *SEMARNAT*. 131 pp.
- CONANP. 2007. Programa de Conservación y manejo Parque Nacional Islas Marietas, Nayarit. *SEMARNAT*. 159 pp.
- Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*. 199(4335): 1302-1310.
- Cortés Lara, M. d. C., R. Cortés Altamirano y A. P. Sierra-Beltrán. 2004. Presencia de *Cochlodinium catenatum* (Gymnodiniales: Gymnodiniaceae) en mareas rojas de Bahía de Banderas, Pacífico mexicano. *Revista de Biología Tropical*. 52(Suppl. 1): 35-49.
- Cupul Magaña, A. L., O. S. Aranda Mena, P. Medina Rosas y V. Vizcaíno Ochoa. 2000. Comunidades coralinas de las Islas Marietas, Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México. *Mexicoa*. 2: 15-22.
- Ebeling, A. W. y M. A. Hixon. 1991. Tropical and temperate reef fishes: A comparison of community structures. En: Sale, P. F. (ed). *The ecology of fishes on coral reefs*. Academic Press. San Diego, CA. p. 509-563.
- Ehrlich, P. R. 1975. The population biology of coral reef fishes. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 6: 211-247.

- Essington, T. E., A. H. Beaudreau y J. Wiedenmann. 2006. Fishing through marine food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 103(9): 3171-3175.
- Ferreira, C. E. L., S. R. Floeter, J. L. Gasparini, B. P. Ferreira y J. C. Joyeux. 2004. Trophic structure patterns of Brazilian reef fishes: A latitudinal comparison. *Journal of Biogeography*. 31: 1093-1106.
- Ferreira, C. E., S. Floeter, C. Sampaio y L. Rocha. 2008. Fish community structure, habitat diversity and fishing pressure in Gulf Of Guinea reefs (Tropical Eastern Atlantic). *11th International Coral Reef Symposium (Abstracts)*. Fort Lauderdale, Florida, USA. Julio de 2008. 631 pp.
- Field, J. C., A. E. Punt, R. D. Methot y C. J. Thomson. 2006. Does MPA mean 'Major Problem for Assessments'? Considering the consequences of place-based management systems. *Fish and Fisheries*. 7(4): 284-302.
- Friedlander, A. M. y J. D. Parrish. 1998. Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 13(1^{3/4}): 1-30.
- Friedlander, A. M., E. K. Brown, P. L. Jokiel, W. R. Smith y K. S. Rodgers. 2003. Effects of habitat, wave exposure, and marine protected area status on coral reef fish assemblages in the Hawaiian archipelago. *Coral Reefs*. 22(3): 291-305.
- Froese, R. y D. Pauly. 2008. FishBase. Web Page. <http://www.fishbase.org/>. Versión abril 2009 (visitado de noviembre 2008 a junio 2009).
- Grimsditch, G. D. y R. V. Salm. 2006. *Coral Reef Resilience and Resistance to Bleaching*. IUCN. Gland, Switzerland. 52 pp.
- Halpern, B. S. 2003. The impact of marine reserves: Do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications*. 13(1): S117-S137.
- Hernández Velasco, A., F. J. Fernández Rivera Melo y A. Sáenz Arroyo. 2009. Monitoreo comunitario en áreas naturales protegidas: Caso de estudio Parque Nacional Cabo Pulmo y Parque Nacional Bahía de Loreto. *VII Congreso Nacional Sobre Áreas Nacionales Protegidas*. CONANP. San Luis Potosí, México. Julio de 2009.
- Hixon, M. A. y J. P. Beets. 1989. Shelter characteristics and Caribbean fish assemblages: Experiments with artificial reefs. *Bulletin of Marine Science*. 44(2): 666-680.
- Hixon, M. A. y J. P. Beets. 1993. Predation, prey refuges, and the structure of coral-reef fish assemblages. *Ecological Monographs*. 63(1): 77-101.

- Iglesias Prieto, R., H. Reyes Bonilla y R. Rodríguez Riosmena. 2003. Effects of 1997-1998 ENSO on coral reef communities in the Gulf of California, México. *Geofísica Internacional*. 42(3): 467-471.
- Jennings, S., M. J. Kaiser y J. D. Reynolds. 2001. Marine fisheries ecology. *Blackwell Science*. Oxford, England. 417 pp.
- Kellner, J. B., I. Tetreault, S. D. Gaines y R. M. Nisbet. 2007. Fishing the line near marine reserves in single and multispecies fisheries. *Ecological Applications*. 17(4): 1039-1054.
- Malakoff, D. 2002. Marine Ecology: Picturing the perfect preserve. *Science*. 296(5566): 245.
- Medina Rosas, P., J. Carriquiry y A. L. Cupul Magaña. 2005. Reclutamiento de *Porites* (Scleractinia) sobre sustrato artificial en arrecifes afectados por El Niño 1997-1998 en Bahía de Banderas, Pacífico mexicano. *Ciencias Marinas*. 31(1A): 103-109.
- Meyer, J. L. y E. T. Schultz. 1985. Migrating haemulid fishes as a source of nutrients and organic matter on coral reefs. *Limnology and Oceanography*. 30(1): 146-156.
- Moncayo Estrada, R., J. L. Castro Aguirre y J. De La Cruz Agüero. 2006. Lista sistemática de la ictiofauna de Bahía de Banderas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 77: 67-80.
- Mumby, P. J., A. J. Edwards, J. E. Arias-González, K. C. Lindeman, P. G. Blackwell, A. Gall, M. I. Górczynska, A. R. Harborne, C. L. Pescod, H. Renken, C. C. C. Wabnitz y G. Llewellyn. 2004. Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature*. 427: 533-536.
- Murray, S. N., T. G. Denis, J. S. Kido y J. R. Smith. 1990. Human visitation and the frequency and potential effects of collecting on rocky intertidal populations in southern California marine reserves. *California Oceanic Cooperative Fisheries Investigations (CalCOFI) Reports*. 40: 100-106.
- Newman, M. J. H., G. A. Paredes, E. Sala y J. B. C. Jackson. 2006. Structure of Caribbean coral reef communities across a large gradient of fish biomass. *Ecology Letters*. 9: 1216-1227.
- Newman, M. y G. A. Paredes. 2007. Measuring the response of the ecosystem to management using biodiversity: The case for Caribbean marine reserves. Disponible en: http://cmbc.ucsd.edu/Research/student_research/Caribbean_reserves/.
Página visitada en septiembre de 2008.

- Nolan, C., B. Danilowicz y D. Gleason. 2008. The effect of reef health on the early recruitment of fish. *11th International Coral Reef Symposium (Abstracts)*. Fort Lauderdale, Florida, USA. Julio de 2008. 631 pp.
- Odum, W. E. y E. J. Heald. 1975. The detritus-based food web of an estuarine mangrove community. *Estuarine Research Academic Press, New York*. 265-286.
- Paddack, M. J., J. D. Reynolds, C. Aguilar, R. S. Appeldoorn, J. Beets, E. W. Burkett, P. M. Chittaro, K. Clarke, R. Esteves, A. C. Fonseca, G. E. Forrester, A. M. Friedlander, J. García Sais, G. González Sansón, L. K. B. Jordan, D. B. McClellan, M. W. Miller, P. P. Molloy, P. J. Mumby, I. Nagelkerken, M. Nemeth, R. Navas Camacho, J. Pitt, N. V. C. Polunin, M. C. Reyes Nivia, D. R. Robertson, A. Rodríguez Ramírez, E. Salas, S. R. Smith, R. E. Spieler, M. A. Steele, I. D. Williams, C. L. Wormald, A. R. Watkinson y I. M. Côté. 2009. Recent region-wide declines in Caribbean reef fish abundance. *Current Biology*. 19(7): 590-595.
- Pauly, D. y R. Watson. 2005. Background and interpretation of the "Marine Trophic Index" as a measure of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society*. 360: 415-423.
- Pauly, D. y V. Christensen. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*. 374: 255-257.
- Pauly, D., V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese y F. Torres Jr. 1998. Fishing down marine food webs. *Science*. 279(5352): 860-863.
- Revenga, S. y F. Badalamenti. 2008. Management of marine protected areas for fisheries in the mediterranean. *Options Méditerranéennes*. B(62): 107-111.
- Reyes Bonilla, H. 2001. Effects of the 1997-1998 El Niño-Southern Oscillation on coral communities of the Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Marine Science*. 69(1): 251-266.
- Reyes Bonilla, H., L. E. Calderón Aguilera, O. Aburto Oropeza, J. G. Díaz Uribe, H. Pérez España, P. del Monte Luna, S. Lluch Cota y L. G. López Lemus. 2009. La disminución en el nivel trófico de las capturas pesqueras en México. *Ciencia*. Julio-septiembre: 1-9.
- Rice, J. 2003. Environmental health indicators. *Ocean & Coastal Management*. 46: 235-259.
- Roberts, C. M. y N. V. C. Polunin. 1991. Are marine reserves effective in management of reef fisheries? *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 1: 65-91.

- Roberts, C. M., J. A. Bohnsack, F. Gell, J. P. Hawkins y R. Goodridge. 2001. Effects of Marine Reserves on adjacent fisheries. *Science*. 294: 1920-1923.
- Rousseau, Y., P. Lenfant, R. Galzin y J.-P. Maréchal. 2008. Marine habitat structure and health status heterogeneity effects on coral reef fish assemblages in Martinique. *11th International Coral Reef Symposium (Abstracts)*. Fort Lauderdale, Florida, USA. Julio de 2008. 631 pp.
- Sale, P. F. 1991. The ecology of fishes on coral reefs. *Academic Press, San Diego*. 754 pp.
- Sale, P. F. 2004. Connectivity, recruitment variation, and the structure of reef fish communities. *Integrative and Comparative Biology*. 44(5): 390-399.
- Sale, P. F., W. A. Douglas y P. J. Doherty. 1984. Choice of microhabitats by coral reef fishes at settlement. *Coral Reefs*. 3(2): 91-99.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2004. *Global Biodiversity Outlook 2*. Montreal, Canada. 81 + vii pp.
- SEMARNAT. 2002. Programa de conservación y manejo Parque Nacional Huatulco, Oaxaca. *Diario Oficial de la Federación*. 22-49.
- SEMARNAT. 2006. Programa de conservación y manejo Parque Nacional Isla Isabel, Nayarit. *Diario Oficial de la Federación*. 17-56.
- Stallings, C. D. 2009. Fishery-Independent data reveal negative effect of human population density on Caribbean predatory fish communities. *PLoS ONE*. 4(5): 1-9.
- StatSoft Inc. 2005. STATISTICA (data analysis software system). Tulsa, Oakland. Versión 7.1.
- Taylor, B. 2008. Effects of MPA status on the population structure and age-based demography of a heavily exploited reef fish, *Lethrinus harak*. *11th International Coral Reef Symposium (Abstracts)*. Fort Lauderdale, Florida, USA. Julio de 2008. 631 pp.
- Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M. C. Wichmann, M. Schwager y F. Jeltsch. 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*. 31: 79-92.
- Villarreal Cavazos, A. 1988. Distribución y abundancia de peces en el arrecife coralino de Cabo Pulmo-Los Frailes, Baja California Sur. Tesis de Maestría en Ciencias. UABCS. La Paz, Baja California Sur. 144 pp.

- Villarreal Cavazos, A., H. Reyes Bonilla, B. Bermúdez Almada y O. Arizpe Covarrubias. 2000. Los peces del arrecife de Cabo Pulmo, Golfo de California, México: Lista sistemática y aspectos de abundancia y biogeografía. *Revista de Biología Tropical*. 48(2/3): 413-424.
- World Bank. 2006. Scaling up marine management: The role of marine protected areas. *World Bank report # 36635-GLB*. Washington, D.C. 100 pp.

VII. ANEXO 1

Lista de especies de peces asociados a comunidades arrecifales coralinas del Pacífico mexicano. Se indica el nivel trófico de cada especie (NT), el gremio trófico, el peso medio estimado (W), el género y la familia a la que pertenecen. Datos obtenidos de FISHBASE, ITIS y Allen y Robertson (1998).

Familia	Género	Especie	NT	Gremio Trófico	W (g)
Acanthuridae	Acanthurus	Acanthurus nigricans	2.00	Herbívoro	235
	Acanthurus	Acanthurus triostegus	2.78	Herbívoro-Omnívoro	507
	Acanthurus	Acanthurus xanthopterus	2.41	Herbívoro-Omnívoro	8,556
	Prionurus	Prionurus laticlavus	2.72	Herbívoro-Omnívoro	648
	Prionurus	Prionurus punctatus	2.00	Herbívoro	648
Apogonidae	Apogon	Apogon dovii	3.40	Planctívoro	8
	Apogon	Apogon pacificus	3.40	Planctívoro	12
	Apogon	Apogon retrosella	3.50	Planctívoro	13
Balistidae	Balistes	Balistes polylepis	2.78	Carnívoro	465
	Melichthys	Melichthys niger	2.73	Carnívoro-Planctívoro	125
	Pseudobalistes	Pseudobalistes naufragium	3.37	Carnívoro	2,000
	Sufflamen	Sufflamen verres	3.27	Carnívoro	128
Blenniidae	Hypsoblennius	Hypsoblennius brevipinnis	2.00	Herbívoro	18
	Hypsoblennius	Hypsoblennius gentilis	2.71	Omnívoro	36
	Ophioblennius	Ophioblennius steindachneri	2.74	Omnívoro	45
	Plagiotremus	Plagiotremus azaleus	4.50	Carnívoro	20
Carangidae	Alectis	Alectis ciliaris	3.81	Carnívoro	6,340
	Caranx	Caranx caballus	4.01	Carnívoro	4,159
	Caranx	Caranx caninus	3.90	Carnívoro	12,132
	Caranx	Caranx hippos *	3.80	Carnívoro	27,400
	Caranx	Caranx sexfasciatus	4.50	Carnívoro	13,238
	Gnathanodon	Gnathanodon speciosus	3.84	Carnívoro	3,919

Chaenopsidae	Acanthemblemaria	Acanthemblemaria crockeri	3.40	Carnívoro	5
	Acanthemblemaria	Acanthemblemaria macrospilus	3.40	Carnívoro	11
	Coralliozetus	Coralliozetus angelicus	3.40	Carnívoro-Planctívoro	3
	Coralliozetus	Coralliozetus micropes	3.40	Carnívoro-Planctívoro	4
	Coralliozetus	Coralliozetus rosenblatti	3.40	Carnívoro-Planctívoro	3
Chaetodontidae	Chaetodon	Chaetodon humeralis***	2.72	Omnívoro	33
	Forcipiger	Forcipiger flavissimus***	3.42	Carnívoro	133
	Johnrandallia	Johnrandallia nigrirostris	2.97	Carnívoro-Planctívoro	16
	Prognathodes	Prognathodes falcifer	3.31	Carnívoro	34
Cirrhitidae	Cirrhitichthys	Cirrhitichthys oxycephalus	4.01	Carnívoro	18
	Cirrhitus	Cirrhitus rivulatus	4.02	Carnívoro	5,962
	Oxycirrhites	Oxycirrhites typus	3.30	Carnívoro-Planctívoro	22
Congridae	Heteroconger	Heteroconger digueti	3.40	Planctívoro	500
Coryphaenidae	Coryphaena	Coryphaena hippurus	4.45	Carnívoro	41,585
Dactyloscopidae	Dactylagnus	Dactylagnus mundus *	4.00	Detritívoro	3
	Dactyloscopus	Dactyloscopus byersi *	4.00	Carnívoro	3
	Dactyloscopus	Dactyloscopus lunaticus *	4.00	Carnívoro	3
	Dactyloscopus	Dactyloscopus pectoralis	3.99	Carnívoro	6
Dasyatididae	Dasyatis	Dasyatis brevis	3.84	Carnívoro	46,428
	Dasyatis	Dasyatis longa	3.50	Carnívoro	12,269
Diodontidae	Chilomycterus	Chilomycterus reticulatus	3.45	Carnívoro	1,095
	Diodon	Diodon holocanthus	3.31	Carnívoro	7,177
	Diodon	Diodon hystrix	3.61	Carnívoro	123
Ephippididae	Chaetodipterus	Chaetodipterus zonatus	3.33	Omnívoro	1,099
Fistulariidae	Fistularia	Fistularia commersonii	4.28	Carnívoro-Planctívoro	2,948
Gerreidae	Gerres	Gerres cinereus *	3.35	Carnívoro-Planctívoro	2,122
Gobiesocidae	Tomicodon	Tomicodon boehlkei **			5
Gobiidae	Coryphopterus	Coryphopterus urospilus	3.50	Carnívoro	15
	Elacatinus	Elacatinus digueti *	3.50	Carnívoro-Planctívoro	4
	Elacatinus	Elacatinus puncticulatus *	3.50	Carnívoro-Planctívoro	10
Haemulidae	Anisotremus	Anisotremus davidsonii	3.54	Carnívoro	7,703

	Anisotremus	Anisotremus interruptus	3.50	Carnívoro	3,011
	Anisotremus	Anisotremus taeniatus	3.50	Carnívoro	1,244
	Haemulon	Haemulon flaviguttatum	4.20	Carnívoro	1,711
	Haemulon	Haemulon maculicauda	4.20	Carnívoro	414
	Haemulon	Haemulon sexfasciatum	4.20	Carnívoro	8,422
	Haemulon	Haemulon steindachneri	3.50	Carnívoro	775
Holocentridae	Myripristis	Myripristis leiognathus	3.10	Planctívoro	41
	Sargocentron	Sargocentron suborbitalis	3.50	Carnívoro	16
Kyphosidae	Girella	Girella simplicidens	2.82	Omnívoro	487
	Kyphosus	Kyphosus analogus	2.00	Herbívoro	182
	Kyphosus	Kyphosus elegans	2.94	Omnívoro	596
Labridae	Bodianus	Bodianus diplotaenia	3.44	Carnívoro	3,073
	Decodon	Decodon melasma	3.50	Carnívoro	337
	Halichoeres	Halichoeres chierchiae	3.53	Carnívoro	48
	Halichoeres	Halichoeres dispilus	3.85	Carnívoro-Planctívoro	47
	Halichoeres	Halichoeres melanotis	3.50	Carnívoro	22
	Halichoeres	Halichoeres nicholsi	3.94	Carnívoro	219
	Halichoeres	Halichoeres notospilus	3.52	Carnívoro	49
	Halichoeres	Halichoeres semicinctus	3.26	Carnívoro	219
	Iniistius	Iniistius pavo	3.50	Carnívoro	345
	Novaculichthys	Novaculichthys taeniourus	3.25	Carnívoro	27
	Pseudojuloides	Pseudojuloides inornatus	3.30	Carnívoro	54
	Thalassoma	Thalassoma grammaticum	3.50	Carnívoro	271
	Thalassoma	Thalassoma lucasanum	3.45	Carnívoro	31
Labrisomidae	Malacoctenus	Malacoctenus ebusui	3.50	Carnívoro	3
	Malacoctenus	Malacoctenus hubbsi	3.50	Carnívoro	7
	Malacoctenus	Malacoctenus zacaе	3.50	Carnívoro	3
	Paraclinus	Paraclinus integripinnis	3.29	Carnívoro-Planctívoro	3
Lutjanidae	Hoplopagrus	Hoplopagrus guentherii	3.85	Carnívoro	17,754
	Lutjanus	Lutjanus argentiventris	4.07	Carnívoro	2,035
	Lutjanus	Lutjanus guttatus	3.83	Carnívoro	1,312

	Lutjanus	Lutjanus inermis	3.83	Carnívoro-Planctívoro	621
	Lutjanus	Lutjanus novemfasciatus	4.10	Carnívoro	2,545
	Lutjanus	Lutjanus viridis	4.16	Carnívoro	468
Malacanthidae	Caulolatilus	Caulolatilus affinis *	3.80	Carnívoro	680
Mobulidae	Manta	Manta birostris	3.43	Planctívoro	17,467
Monacanthidae	Aluterus	Aluterus scriptus	2.00	Herbívoro	141
	Cantherhines	Cantherhines dumerilii	3.07	Herbívoro-Omnívoro	1,045
Mugilidae	Mugil	Mugil curema	2.42	Carnívoro-Planctívoro	113
Mullidae	Mulloidichthys	Mulloidichthys dentatus	3.69	Carnívoro	89
Muraenidae	Echidna	Echidna nebulosa	3.98	Carnívoro	1,200
	Echidna	Echidna nocturna	3.86	Carnívoro	429
	Gymnomuraena	Gymnomuraena zebra	4.03	Carnívoro	276
	Gymnothorax	Gymnothorax castaneus	4.03	Carnívoro	276
	Gymnothorax	Gymnothorax dovii *	4.26	Carnívoro	377
	Muraena	Muraena clepsydra *	4.00	Carnívoro	1,577
	Muraena	Muraena lentiginosa	3.94	Carnívoro	291
	Scuticaria	Scuticaria tigrina **			729
Myliobatidae	Aetobatus	Aetobatus narinari	3.32	Carnívoro	18,997
Narcinidae	Diplobatis	Diplobatis ommata	3.32	Carnívoro	109
Narcinidae	Narcine	Narcine entemedor	3.03	Carnívoro	442
Opistognathidae	Opistognathus	Opistognathus rosenblatti	3.45	Carnívoro-Planctívoro	10
Ostraciidae	Ostracion	Ostracion meleagris	2.71	Carnívoro	31
Paralichthyidae	Citharichthys	Citharichthys gordae *	3.50	Carnívoro	38
	Paralichthys	Paralichthys woolmani	4.50	Carnívoro	1,375
	Syacium	Syacium ovale	4.02	Carnívoro	12
Pomacanthidae	Pomacanthus	Pomacanthus zonipectus	3.06	Omnívoro	97
Pomacentridae	Abudefduf	Abudefduf concolor	2.68	Omnívoro	17
	Abudefduf	Abudefduf declivifrons	2.95	Omnívoro	12
	Abudefduf	Abudefduf troschelii	2.95	Omnívoro	24
	Chromis	Chromis alta	3.40	Planctívoro	33
	Chromis	Chromis atrilobata	3.40	Planctívoro	37

	Chromis	Chromis limbaughi	3.40	Planctívoro	25
	Holacanthus	Holacanthus clarionensis	2.64	Carnívoro-Planctívoro	279
	Holacanthus	Holacanthus passer	2.61	Omnívoro	279
	Microspathodon	Microspathodon bairdii	2.50	Omnívoro	57
	Microspathodon	Microspathodon dorsalis	2.56	Omnívoro	188
	Stegastes	Stegastes acapulcoensis	2.00	Herbívoro	110
	Stegastes	Stegastes flavilatus	2.00	Herbívoro	41
	Stegastes	Stegastes leucorus *	2.00	Herbívoro	121
	Stegastes	Stegastes rectifraenum	2.00	Herbívoro	54
Priacanthidae	Cookeolus	Cookeolus japonicus	3.50	Planctívoro	2,379
	Heteropriacanthus	Heteropriacanthus cruentatus *	3.60	Carnívoro-Planctívoro	508
Scaridae	Calotomus	Calotomus carolinus	2.20	Detritívoro	2,978
	Nicholsina	Nicholsina denticulata	2.00	Herbívoro	98
	Scarus	Scarus compressus	2.00	Herbívoro	6,154
	Scarus	Scarus ghobban	2.25	Herbívoro-Omnívoro	11,797
	Scarus	Scarus perrico	2.00	Herbívoro	8,605
	Scarus	Scarus rubroviolaceus	2.00	Herbívoro	7,412
Sciaenidae	Odontoscion	Odontoscion xanthops	3.67	Carnívoro-Planctívoro	27
	Pareques	Pareques viola	3.50	Carnívoro	16
	Umbrina	Umbrina xanti	3.71	Carnívoro	212
Scorpaenidae	Scorpaena	Scorpaena mistes	4.04	Carnívoro	3,764
	Scorpaena	Scorpaena sp. *	4.00	Carnívoro	464
	Scorpaenodes	Scorpaenodes xyris *	3.60	Carnívoro	12
Serranidae	Alphestes	Alphestes immaculatus	3.50	Carnívoro	43
	Cephalopholis	Cephalopholis panamensis	3.50	Carnívoro	729
	Dermatolepis	Dermatolepis dermatolepis	4.50	Carnívoro	12,476
	Epinephelus	Epinephelus acanthistius *	4.27	Carnívoro	21,416
	Epinephelus	Epinephelus itajara	4.03	Carnívoro	29,597
	Epinephelus	Epinephelus labriformis	4.00	Carnívoro	4,920
	Mycteroperca	Mycteroperca olfax	4.50	Carnívoro	12,785
	Mycteroperca	Mycteroperca prionura *	4.50	Carnívoro	13,892

	Mycteroperca	Mycteroperca rosácea	4.50	Carnívoro	9,541
	Mycteroperca	Mycteroperca xenarcha *	4.50	Carnívoro	11,703
	Paralabrax	Paralabrax maculatofasciatus	4.2	Carnívoro	730
	Paranthias	Paranthias colonus	4.01	Carnívoro-Planctívoro	31
	Rypticus	Rypticus bicolor *	4.10	Carnívoro	88
	Serranus	Serranus psittacinus *	4.04	Carnívoro	17
Sparidae	Calamus	Calamus brachysomus	3.64	Carnívoro	2,886
Syngnathidae	Cosmocampus	Cosmocampus arctus arctus **			17
	Doryrhamphus	Doryrhamphus excisus excisus	3.50	Carnívoro-Planctívoro	4
	Hippocampus	Hippocampus ingens	3.26	Carnívoro-Planctívoro	135
Synodontidae	Synodus	Synodus lacertinus	4.50	Carnívoro	16
	Arothron	Arothron hispidus	3.03	Omnívoro	2,590
	Arothron	Arothron meleagris***	3.06	Omnívoro	2,435
	Canthigaster	Canthigaster punctatissima *	3.10	Omnívoro	21
	Sphoeroides	Sphoeroides annulatus	2.69	Carnívoro-Planctívoro	770
	Sphoeroides	Sphoeroides lobatus *	3.43	Carnívoro	309
Tripterygiidae	Enneanectes	Enneanectes carinalis *	2.78	Omnívoro	3
	Enneanectes	Enneanectes reticulatus	2.77	Omnívoro	3
Urolophidae	Urobatis	Urobatis concentricus	3.3	Carnívoro	782
	Urobatis	Urobatis halleri	3.20	Carnívoro	1,352
Zanclidae	Zanclus	Zanclus cornutus	2.49	Herbívoro-Omnívoro	201

* NT determinado a género

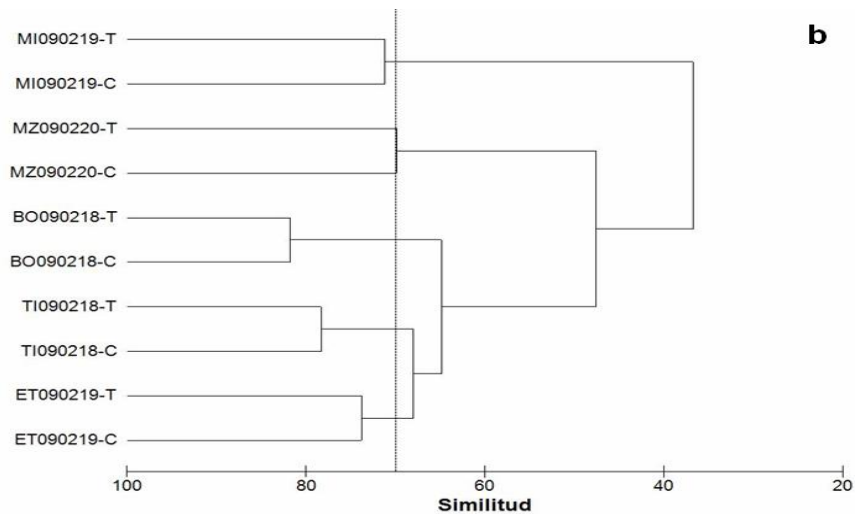
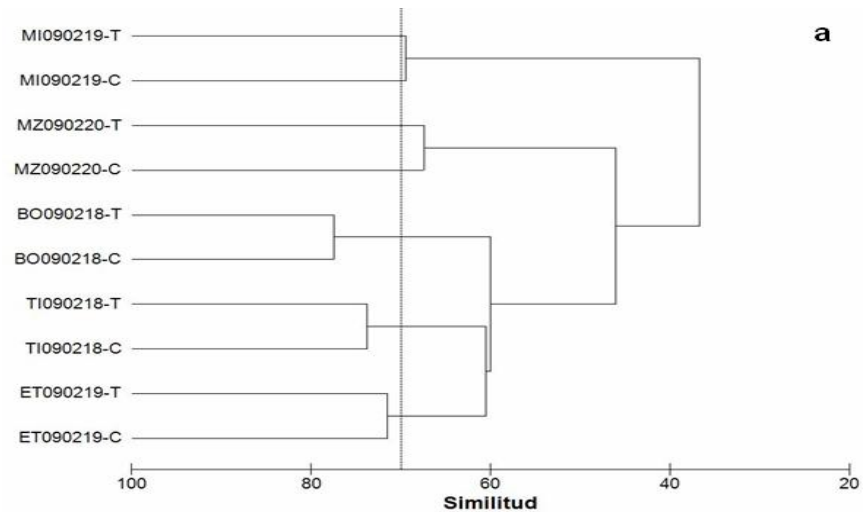
** Sin información de NT

*** Coralívoros

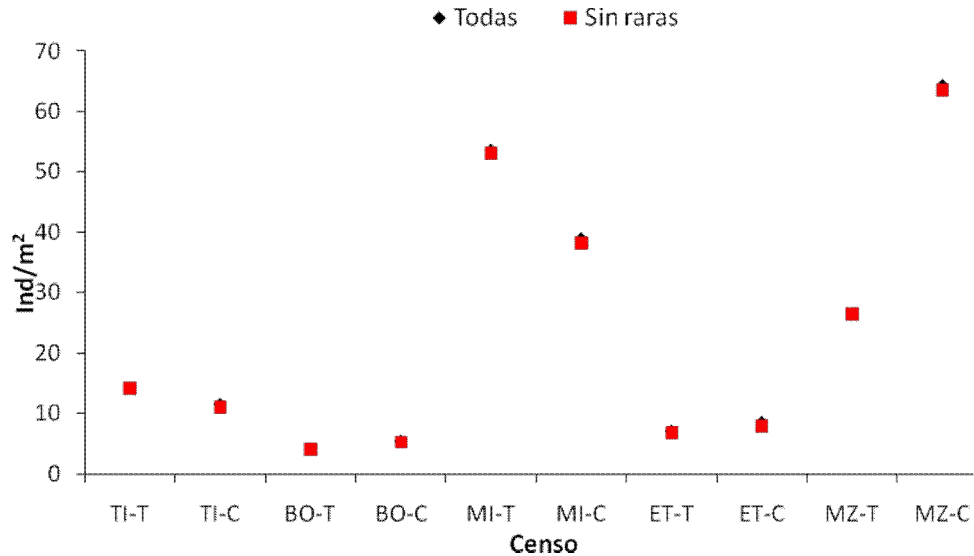
Nota: Las especies con NT igual o menor a 2.5 fueron consideradas como herbívoros y las especies con NT igual o mayor a 4 como carnívoros.

VIII. ANEXO 2

Comparación entre el método de censos estacionarios y el de transectos de banda para la estimación de la abundancia relativa de peces arrecifales. Dendrogramas de similitud (índice de Bray-Curtis) entre censos realizados en las Bahías de Huatulco en febrero de 2009. La figura a presenta la similitud entre los métodos de muestreo considerando todas las especies registradas. La figura b muestra la similitud al remover las especies raras. Nótese que la similitud entre métodos de muestreo de un mismo sitio está por encima de un 70% en promedio. Al excluir a las especies raras del análisis la similitud se incrementa ligeramente (5% aprox.). Por lo tanto, se observa nuevamente que las especies raras influyen muy poco en este tipo de estudios.



Asimismo, al comparar la abundancia relativa (ind/m^2) obtenida mediante el método de transectos de banda (T) y el de cilindros estacionarios (C) en la misma expedición se observa que se registran básicamente los mismos valores. Al excluir las especies raras las diferencias son nulas o casi nulas (los puntos se sobreponen). Todo lo anterior nos lleva a tener una alta confiabilidad en los registros de especies y sus abundancias relativas, así como de la poca diferencia entre métodos de muestreo.



Nota: Se consideró como raras a aquellas especies que no entraron en el 95% acumulativo de la abundancia total de la expedición. Las iniciales de los censos, tanto en los dendrogramas como en la gráfica, hacen referencia a los sitios muestreados dentro de la región Bahías de Huatulco en febrero de 2009. Por lo tanto, Tijera (TI), Boquilla (BO), Mina (MI), Estacahuite (ET) y Mazunte (MZ). En los dendrogramas, además del nombre del sitio, se indica la fecha de muestreo (año-mes-día).