

**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NAYARIT**  
**POSGRADO EN CIENCIAS BIÓLOGICO**  
**AGROPECUARIAS**



**Estructura ecológica y patrones de colonización en las  
comunidades coralinas y arrecifes de la región de  
Bahía de Banderas, costa sur e islas de Nayarit.**

**TESIS QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:  
DOCTOR EN CIENCIAS EN EL AREA DE CIENCIAS PESQUERAS**

**PRESENTA:**

**AMÍLCAR LEVÍ CUPUL MAGAÑA**

**Tutor:**

**Dr. Juan Luis Cifuentes Lemus**

**Asesor:**

**Dr. José Irán Bojórquez Serrano**

**Bahía de Matanchen, Nayarit, Junio de 2008.**



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NAYARIT**  
**POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICO AGROPECUARIAS**

CBAP/078/08

Tepic, Nayarit., 19 de Junio del 2008

**C. ING. ALFREDO GONZÁLEZ JÁUREGUI**  
**DIRECTOR DE ADMINISTRACIÓN DE ESCOLAR**  
**P R E S E N T E.**

Con base a la comunicación recibida de parte de los CC. Dr. Juan Luis Cifuentes Lemus, Dr. José Irán Bojórquez Serrano, Dra. María de Lourdes Robledo Marengo y Dr. Jesús T. Ponce Palafox, donde se indica que el trabajo de tesis cumple con lo establecido en forma y contenido, y debido a que ha cumplido con los demás requisitos que pide el Posgrado en Ciencias Biológico Agropecuarias de la Universidad Autónoma de Nayarit, se autoriza de nuestra parte que el C. **Amilcar Levi Cupul Magaña**, continúe ante ustedes con los trámites necesarios para la presentación del examen de grado de Doctor en Ciencias del citado estudiante.

Sin más por el momento, reciba un cordial saludo.

**ATENTAMENTE**  
**"POR LO NUESTRO A LO UNIVERSAL"**

**M. en C. FRANCISCO DE JESÚS CARO VELARDE**  
**COORDINADOR DEL POSGRADO CBAP**



.p.-Expediente  
C.c.p.- Archivo

## Índice

RESUMEN.....	1
SUMMARY .....	3
CAPITULO 1. INTRODUCCIÓN.....	5
I.2. Antecedentes.....	9
I.3. Justificación.....	10
I.4. Objetivos.....	11
I.4.1 Objetivos particulares.....	11
I.5. Hipótesis:.....	12
CAPITULO 2. AREA DE ESTUDIO.....	13
2.1.1. Descripción del área de estudio.....	14
CAPITULO 3. MATERIALES Y METODOS.....	17
3.2. Metodología.....	18
3.2.1. Campo y laboratorio.....	18
3.2.2. Procesamiento de datos.....	21
CAPITULO 4. ESTRUCTURA ECOLÓGICA DE LAS COMUNIDADES CORALINAS DE LAS ISLAS DE NAYARIT.....	25
4.1. Comunidades coralinas.....	26
4.1.1. Estructura de las comunidades coralinas.....	26
4.1.1.1. Riqueza de especies.....	26
4.1.1.2. Morfología arrecifal.....	29
4.1.1.3. Cobertura de coral vivo.....	31
4.1.1.4. Diversidad coralina.....	33
4.1.1.5. Reclutamiento coralino.....	36
CAPITULO 5. RELACIONES REGIONALES Y BIOGEOGRAFÍA DE LOS CORALES DEL PACÍFICO MEXICANO.....	38
5.1. Análisis biogeográfico.....	39

<b>CAPITULO 6. ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES DE PECES ASOCIADOS A LOS ARRECIFES Y COMUNIDADES CORALINAS DE LAS ISLAS DE NAYARIT.</b> .....	45
6.1. Estructura de la comunidad de los peces de arrecife asociados.....	46
Bahía de Banderas .....	46
Isla Isabel.....	46
6.2. Análisis por temporada fría-cálida en isla Isabel. ....	52
6.3. Análisis general .....	54
<b>CAPITULO 7. ESTRUCTURA TROFICA Y GREMIOS ALIMENTICIOS DE LOS PECES ASOCIADOS A LOS ARRECIFES Y COMUNIDADES CORALINAS DE LA REGION.</b> .....	60
<b>CAPITULO 8. RELACIONES REGIONALES Y ZOOGEOGRAFIA DE LOS PECES ASOCIADOS A LOS ARRECIFES Y COMUNIDADES DEL PACIFICO MEXICANO.</b> .....	68
<b>CAPITULO 9. IMPACTOS NATURALES Y ANTROPOCENTRICOS SOBRE LOS ARRECIFES, COMUNIDADES CORALINAS Y PECES DE LA REGIÓN.</b> .....	74
9.1. Impactos naturales.....	75
9.1.1. Evento de blanqueo de coral. ....	75
9.2. Impactos antropogénicos.....	83
9.2.1. Encallamiento de barco.....	83
9.2.2. Efectos de la actividad humana sobre las comunidades coralinas. ....	85
<b>CAPITULO 10. CONTRIBUCIÓN AL MANEJO DE LAS AREAS NATURALES PROTEGIDAS MARINAS DE LA REGION.</b> .....	90
<b>CAPITULO 11. CONCLUSIONES</b> .....	93
12. Literatura Citada .....	96

<b>13. ANEXOS.....</b>	<b>114</b>
Anexo I. Listado sistemático de especies de corales hermatípicos presentes en Bahía de Banderas, Nayarit-Jalisco. Ordenado de acuerdo a Veron (2000) . .	115
Anexo II. Listado sistemático de especies de corales hermatípicos presentes en Isla Isabel, Nayarit. Orden sistemático de acuerdo a Veron (2000).....	116
Anexo III. Listado sistemático de las especies de peces registradas en Bahía de Banderas, Nayarit-Jalisco. Ordenadas de acuerdo con Eschmeyer, 1998. ....	117
Anexo IV. Listado sistemático de las especies de peces registradas en Isla Isabel, Nayarit. Ordenadas de acuerdo con Eschmeyer, 1998.....	119
Anexo V. Especies de peces ordenadas por niveles tróficos de acuerdo a Fishbase. ....	122

## RESUMEN.

Con el fin de determinar la estructura ecológica de las comunidades de corales y peces de arrecife asociados, en la Bahía de Banderas, costa sur e Islas de Nayarit. Durante el período de 2003 a 2005, se llevaron a cabo transectos de banda para estimar la cobertura coralina y censos visuales de peces en cilindros estacionarios para estimar su abundancia. Las comunidades coralinas de las islas son estructuralmente más complejas que las costeras, donde la isla Isabel, están caracterizada por una riqueza de 14 especies y 4 géneros, cinco pertenecientes al género *Pocillopora*, tres al género *Porites*, tres al género *Psammocora* y tres al género *Pavona*, siendo el sitio con mayor riqueza de especies de la región Nayarit-Jalisco. Asimismo, para este sitio se reportan tres nuevos registros: *Psammocora profundacella* *Pavona duerdeni* y *Porites sverdrupi*, las dos primeras de afinidad indopacífico y la tercera endémica del Golfo de California. La mayor cobertura total de coral vivo en la región se encontró en isla Isabel con 13.86% y la menor en Careyeros con 0.76%. La isla Isabel presentó los valores más altos de diversidad ( $H' = 1.28$ ) y de equitatividad ( $J' = 0.71$ ), representando una comunidad en un nivel intermedio de desarrollo tendiendo a la homogeneidad, donde la dominancia este repartida en la mayoría de las especies de la comunidad. Con relación a los peces de arrecife, la riqueza de especies de peces asociados a los arrecifes de la región consta de 42 Familias, 70 géneros y 98 especies; donde la mayor riqueza se presentó en la isla Isabel con 40 Familias, 67 géneros y 96 especies. Las familias más representadas en la región son Labridae con 10 especies, Pomacentridae y Carangidae con ocho especies, Serranidae con siete especies, Lutjanidae con seis especies y Haemulidae con cinco especies. Las especies más abundantes

son *Thalassoma lucasanum* (Labridae) y *Chromis atrilobata* (Pomacentridae). La estructura de la comunidad de peces arrecifales en isla Isabel está caracterizada por tener una diversidad alta ( $H' = 3.069$ ) y una equidad intermedia ( $J' = 0.6723$ ). Asimismo, el 50% de las especies son consideradas como residentes permanentes, 17.2% son cíclicas y 27.6% son visitantes ocasionales al arrecife. Se determinó la existencia de diferencias en la diversidad de especies entre las épocas fría y cálida, donde estos cambios en la diversidad y riqueza de especies se atribuyen como respuesta a los cambios en los patrones de circulación oceánica de la región. La estructura trófica en isla Isabel está dominada por los carnívoros secundarios y terciarios y en tercer lugar los herbívoros. En el caso de Bahía de Banderas, la estructura es muy similar, con una diferencia mínima en los niveles 3.0 y 4.0 donde predominan los carnívoros terciarios sobre los secundarios. De acuerdo con los resultados obtenidos en este trabajo, los dos grupos analizados (corales y peces) sustentan la hipótesis planteada, la cual establece que la estructura ecológica de las comunidades coralinas y de peces de las regiones insulares son más complejas y diversas que las de la región costera, resaltando su importancia como puentes de colonización hacia la región costera.

## SUMMARY

In order to determine the ecological structure of the coral communities and associated reef fishes, of the Bahía de Banderas, southern coast and islands of Nayarit, a series of belt transects to estimate the coral coverage and visual stationary censuses to record fish abundance were carried on during the 2003 to 2005 period. The coral communities from the islands are structurally more complex than the coastal, where Isabel island is characterized by a richness of 14 species and five genera, with five species belonging to *Pocillopora*, three to *Porites*, three to *Psammocora* and three to *Pavona*, being the site with the larger species richness of the Nayarit-Jalisco region. Likewise, three new records are reported for this locality: *Psammocora profundacella*, *Pavona duerdeni* and *Porites sverdrupi*, the first two of indopacific affinity and the later endemic of the Gulf of California. The high total live coral coverage in the area was found in Isabel island with 13.86% and the lower coral coverage in Careyeros with 0.76%, Isabel island also presented the highest diversity ( $H' = 1.28$ ) and evenness ( $J' = 0.71$ ) values, represented a community with an intermediate development level tending to homogeneity, where the dominance is distributed in the majority of the species. In relation to reef fishes, the species richness of the region consists of 42 families, 70 genera and 96 species. The most represented families are Labridae with 10 species, Pomacentridae and Carangidae with eight species, Serranidae with seven species, Lutjanidae with six species and Haemulidae with five. *Thalassoma lucasanum* (Labridae) and *Chromis atrilobata* (Pomacentridae) were the most abundant species. The reef fish community structure in Isabel island is characterized with a high diversity



( $H' = 3.069$ ) and an intermediate evenness ( $J' = 0.6723$ ). Also, 50% of the species are permanent residents of the reef, 17.2% are cyclic and 27.6% are occasional visitors. There are significant differences between the cold and warm season species diversity, where the shifts of diversity and richness were attributed to changes in the oceanic circulation of the region. Isabel Island is dominated by the secondary and tertiary carnivores and in third places the herbivores. In the case of Bahia de Banderas, the structure is very similar with a minimum difference in the levels 3.0 and 4.0 where the tertiary carnivores prevail over the secondary. In accordance with the results of this work, the two analyzed groups (corals and fishes) sustain the established hypothesis, that the ecological structure of the coral and reef fish communities from the islands regions are more complex and diverse than the coastal region, standing out their importance as a colonization bridges toward the coastal regions.

## CAPITULO 1. INTRODUCCIÓN

El uso de las zonas costeras para recreación y turismo, aprovechando su atractivo y belleza natural, ha permitido desarrollar estas áreas y beneficiar a la población cercana a ellas. A lo largo de la costa del Océano Pacífico, México posee lugares que se ven beneficiados por estas ventajas y que han sido explotados por sus características de: posición tropical, aguas cálidas, playas, lagunas costeras, esteros, bosques, entre otras.

Los arrecifes de coral son ecosistemas vitales, que proveen de una fuente de ingreso, alimentación y protección para millones de personas (Grimsditch y Salm, 2005); estudios recientes muestran que los bienes y servicios que proveen los arrecifes de coral contribuyen a la economía mundial con un beneficio anual neto del orden de los \$30 mil millones de dólares (Cesar *et al*, 2003).

Los arrecifes coralinos están considerados entre los ecosistemas más biodiversos y complejos de los océanos (Connell, 1978), y funcionan como zonas de refugio, alimentación, reproducción y crianza para numerosos organismos. Estos ocurren en las regiones tropicales a profundidades menores a 100 m y a menudo coexisten con grandes poblaciones humanas en las naciones en desarrollo de los trópicos (Wilkinson y Buddemeier, 1994).

Son depósitos masivos de carbonato de calcio, construidos principalmente por corales, y en menor grado por algas coralinas, esponjas y otros organismos calcáreos (Dubinzky, 1990).

Los corales constructores de arrecifes son animales generalmente coloniales (los individuos se llaman pólipos), que contienen microalgas unicelulares simbióticas (llamadas zooxantelas) dentro de sus tejidos y secretan un exoesqueleto de carbonato de calcio; se encuentran en aguas

tibias, claras y someras en un intervalo de temperatura óptimo entre 25 °C a 29 °C, aunque pueden existir en aguas con temperaturas desde 18 °C hasta 33 °C (Wilkinson y Buddemeier, 1994).

Estos ecosistemas se caracterizan por que pueden soportar la mayor diversidad de comunidades de peces del planeta (Sale, 2004). Lo anterior es debido a que los arrecifes de coral son ambientes estructuralmente heterogéneos que consisten de muchos microhábitats, los que varían en su complejidad dependiendo de la arquitectura coralina (Jones y Syms, 1998; Almany, 2004); dentro de esta variedad de microhábitats se tienen áreas de coral, algas, arenales, cuevas, grietas, zonas rocosas, aguas someras y profundas que aportan gran variedad de hábitats a los organismos, así como disponibilidad de refugio y alimento (Allen y Robertson, 1998).

De todos los organismos que se asocian a los arrecifes coralinos, los peces son el grupo más grande y distintivo, estos ecosistemas se caracterizan por poseer el mayor número de especies de peces (entre 6000 y 8500 especies) que cualquier otro ecosistema marino (Sale, 1991).

Aproximadamente 100 familias de peces óseos se sabe que tienen representantes en los arrecifes coralinos (Leis, 1991); de estos, los peces del Orden Perciformes predominan con respecto a riqueza y abundancia de especies.

No obstante, sólo 8 familias son particularmente importantes en relación a una completa asociación con los ambientes arrecifales coralinos, estas son: Labridae, Scaridae, Pomacentridae, Acanthuridae, Siganidae, Zanclidae, Chaetodontidae y Pomacanthidae (Choat y Bellwood, 1991; Sale, 1991).

A pesar de la importancia de estos ecosistemas, por lo anteriormente expuesto, en los últimos años se ha evidenciado que están siendo objeto de grandes presiones ambientales y antropogénicas (Brown, 1987; Maragos *et al.*, 1996). Hoy día, se considera que las presiones combinadas de ambas causas han provocado la destrucción del 10% de los arrecifes del mundo, y algunos miembros de la comunidad científica predicen que se perderán alrededor del 30% de los arrecifes en los próximos 20 años, debido al incremento en la intensidad y frecuencia de las presiones de la especie humana en la zona costera. En particular para las comunidades coralinas de la región del Pacífico mexicano, los efectos negativos tanto naturales, como el fenómeno de El Niño, y antropogénicas como las construcciones de grandes desarrollos turísticos en la zona costera, son una seria amenaza para su sobrevivencia.

Por ejemplo, durante el evento de El Niño de 1997-98, los arrecifes coralinos de Bahía Banderas, Jalisco-Nayarit, experimentaron una mortalidad promedio sin precedentes del 96% (Carrquiry *et al.*, 2001).

Se considera que por los efectos combinados del evento de El Niño con los del calentamiento global del planeta, los arrecifes de coral serán expuestos a una seria presión de sobrevivencia, en la que la biodiversidad local disminuirá, muchas especies de coral morirán o desaparecerán de la regiones donde han estado viviendo durante los últimos milenios (Glynn, 1996). En particular, se pronostica que algunos de los arrecifes y comunidades coralinas que habitan las regiones latitudinalmente medias a altas de los trópicos serán especialmente vulnerables a estos cambios (Glynn, 1993). Es decir, la amenaza a las comunidades coralinas de la región estudiada en este trabajo es tal, que es posible que los recursos bióticos existentes ahí se pierdan antes de

saber de su existencia y su distribución; y además, sin tener la oportunidad de proteger aquellas zonas vulnerables que sean susceptibles a ser manejadas sustentablemente.

## **1.2. Antecedentes.**

No obstante que las comunidades coralinas de las regiones insulares consideradas en este estudio, pudieran ser los sitios de mayor diversidad, abundancia y desarrollo coralino en la región, los estudios existentes sobre corales de la costa de los estados de Jalisco y Nayarit han sido relativamente escasos. Los antecedentes al respecto corresponden a la primer visita a esta región, en 1925, por parte de investigadores extranjeros (Hanna, 1926) en la que se reportó la existencia de arrecifes coralinos en las Islas Marías y la costa de Nayarit. Posteriormente, Squires (1959) realizó el primer crucero al Golfo de California y Pacífico Mexicano dedicado al estudio de corales, registrándose de forma preliminar la existencia de 9 especies de corales escleractíneos.

Desde principios de la década de los noventas, personal mexicano de universidades e instituciones nacionales como: Universidad Autónoma de Baja California (UABC), Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS), Universidad de Guadalajara (UdeG) y Universidad del Mar (UMAR), han realizado investigaciones en la zona (Carriquiry y Reyes-Bonilla, 1997; Cupul-Magaña *et al.*, 1998a, Cupul-Magaña *et al.*, 1998b; Medina-Rosas *et al.*, 1995; López y Pérez, 1995; Medina-Rosas, 1997; Rodríguez-Zaragoza, 1998; Cupul-Magaña *et al.*, 2000; Carriquiry *et al.*, 2001; Reyes-Bonilla *et al.*, 2002; Reyes-Bonilla *et al.*, 2005) logrando obtener un mejor conocimiento sobre la riqueza coralina de las regiones costeras de fácil acceso en esta región.

A pesar del gran esfuerzo dedicado a estas tareas, todavía no existe suficiente información acerca de la composición y estructura de las áreas coralinas de las islas de la región central del estado de Nayarit (Isla Isabel e Islas Marías), que permitan realizar un análisis completo de la composición faunística y la condición actual de estos arrecifes; así como en que manera han sido afectadas sus poblaciones, principalmente por el evento de El Niño (Carriquiry *et al.*, 2001), y los efectos de las actividades antropogénicas.

Por lo anterior, el trabajo se enfocará a generar inventarios taxonómicos de las faunas de corales escleractíneos y peces asociados a los arrecifes, determinar el estado actual de la estructura ecológica de los arrecifes y comunidades coralinas y peces asociados, presentes en las costas de Jalisco y Nayarit, así como evidenciar los cambios en la estructura de estas comunidades debida a la variabilidad oceanográfica de las aguas del Pacífico Tropical Oriental inducidos por los eventos El Niño.

Asimismo, las islas se encuentran situadas en un punto estratégico entre la costa de Baja California Sur y las Islas Revillagigedo, de donde se ha sugerido la posibilidad de que exista un transporte de larvas hacia la región continental (Rodríguez-Zaragoza, 2001), situación que aún no ha sido comprobada completamente; por lo cual una parte de éste trabajo se enfocará a encontrar evidencias biogeográficas y de circulación oceánica que pudieran sustentar esta posible ruta de colonización.

### ***1.3. Justificación.***

Las implicaciones de este estudio pueden ser importantes porque nos permitirá determinar las diferencias existentes entre la diversidad coralina encontrada en sitios con poca presión antropocéntrica, como las islas Marías e

Isabel y aquellos de alguna manera afectados por actividades humanas en la zona costera, como Bahía de Banderas e Islas Marietas. El conocimiento adicional que este estudio aportará, será establecer con mayor certidumbre la capacidad de autorrecuperación de estos ecosistemas a los efectos de mortandad por causas naturales y antropogénicas. Por ejemplo, existe la incertidumbre sobre la posible recuperación de las comunidades arrecifales de Bahía Banderas, las cuales sufrieron un 96 % de mortalidad durante el evento de El Niño 1997-98 (Carriquiry *et al.*, 2001).

Es posible que los corales que sobrevivieron a dicha mortalidad hayan sido afectados en su capacidad reproductiva por la exposición a temperaturas subletales (Szmant y Gassman, 1990). De ser ese el caso, la otra posibilidad de recuperación de estas comunidades podría provenir del aporte de larvas plánulas de coral provenientes de zonas cercanas poco afectadas por el fenómeno de El Niño, como lo podrían ser los arrecifes coralinos de las Islas Marias, la costa sur de la Península de Baja California y del Archipiélago de las Islas Revillagigedo.

#### **1.4. Objetivos.**

Determinar la estructura de las comunidades coralinas y de peces asociados de Bahía de Banderas, costa sur e Islas de Nayarit, sus relaciones biogeográficas e impactos naturales y antropogénicos para establecer las posibles rutas de colonización de estas especies a la región.

##### **1.4.1 Objetivos particulares.**

- Identificar las especies de coral presentes en las comunidades.



- Determinar cobertura, distribución y abundancia de las comunidades coralinas.
- Determinar distribución y abundancia de los peces asociados a estas comunidades.
- Determinar los patrones de reclutamiento de corales hermatípicos.
- Evaluar el impacto de los eventos naturales sobre la estructura ecológica de estas comunidades.
- Evaluar el impacto de las actividades antropogénicas sobre las comunidades coralinas.

### ***1.5. Hipótesis:***

La estructura ecológica de las comunidades coralinas y de peces asociados de la región costera de Bahía de Banderas y costa sur de Nayarit presentan valores más bajos en riqueza, cobertura coralina, reclutamiento, y diversidad que las regiones insulares, evidenciando la importancia de las islas como puentes de colonización hacia la costa.

Los impactos en las comunidades coralinas de la región están determinados tanto por factores naturales como el incremento en la temperatura de la superficie del mar y la incidencia de los eventos El Niño así como, por la actividad antrópica, como el encallamiento de embarcaciones, las actividades pesqueras y el turismo.

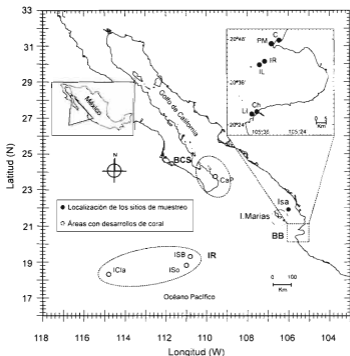
## **CAPITULO 2. AREA DE ESTUDIO**

### **2.1.1. Descripción del área de estudio.**

El área de estudio se encuentra localizada entre las coordenadas extremas 21° 51' 20" a 20° 45' N y 105° 53' 31" a 105° 42' 00" O, comprende la región de Bahía de Banderas, Costa Sur e Islas de Nayarit. (Figura 1). Dentro de la región a estudiar existen dos áreas marinas prioritarias del Pacífico Mexicano (CONABIO, 1998): Marismas Nacionales (A21) y Bahía de Banderas (A22).

El clima en la región es cálido subhúmedo, con lluvias en verano y una temperatura media anual entre 18 y 26 °C. Se pueden presentar tormentas tropicales y huracanes. La costa de Nayarit presenta playas extensas y numerosos manglares, esteros, marismas y lagunas costeras; con eutrofización media. Bahía de Banderas presenta playas extensas en la parte norte, y de bolsillo en la parte sur. Existen algunos esteros, y humedales por donde desembocan y aportan agua dulce los ríos.

La región se encuentra en una zona de transición por la estructura oceanográfica complicada y dinámica (Figura 2), afectada por la confluencia de la Corriente de California, de aguas frías y baja salinidad, que va hacia el sur desde California, la Corriente Norecuatorial, de aguas cálidas y salinidad intermedia, que sube desde el suroeste, además del aporte de agua caliente y alta salinidad del Golfo de California (Badan, 1997); esto provoca que existan cambios en la salinidad, un gradiente de temperatura marcado y patrones locales de circulación estacional en la costa de la bahía (Álvarez y Gaitán, 1994).



**Figura 1.** Localización del área de estudio

En la costa de Jalisco ocurren surgencias en invierno. La costa es micromareal, con intervalos de 0 a 2 metros; la precipitación anual es de 600 a 2,000 mm, presentándose lluvias en verano, parte del otoño y en ocasiones en invierno. La temperatura media en esta región del Pacífico varía entre 31.1 y 21.1 °C, con una salinidad media que se mantienen entre 37.1 y 32.7‰ (De Lanza y Cáceres, 1994).

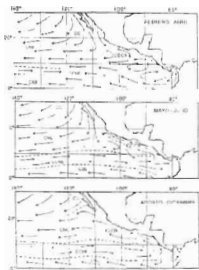


Figura 2. Corrientes marinas importantes en el Pacífico Oriental tropical.

(Tomado de Badan, 1997).

### **CAPITULO 3. MATERIALES Y METODOS**

## **3.2. Metodología.**

### **3.2.1. Campo y laboratorio:**

El trabajo de campo consistió en la realización de transectos de banda para determinar cobertura de corales, censos estacionarios en cilindros de observación para peces, utilización de estructuras de alambre y losetas de barro para reclutamiento coralino y colecta de muestras de coral para madurez gónadal de corales; todo lo anterior se llevó a cabo mediante buceo autónomo, durante el período de 2003 a 2005 en el Parque Nacional Isla Isabel, Nayarit y en 3 localidades de la Bahía de Banderas (Nayarit-Jalisco); las técnicas se describen a continuación:

**Estructura comunitaria coralina:** Para determinar la estructura de la comunidad coralina se realizaron transectos de banda de 20 m de largo y 1 m de ancho, tendidos de forma paralela a la costa y a la misma profundidad, 19 en Isla Isabel y 23 en Bahía de Banderas. Este método ha sido utilizado tradicionalmente en el estudio de las comunidades coralinas del Pacífico Mexicano (Carriquiry y Reyes-Bonilla, 1997; Glynn y Leyte-Morales, 1998; Reyes-Bonilla y Calderón-Aguilera, 1999; Cupul-Magaña *et al.*, 2000; Carriquiry *et al.*, 2001).

Para la identificación de los organismos se siguieron los criterios de Wells (1983), Veron (1993; 2000), Veron y Pichon (1976), y Reyes (1990). Con los datos obtenidos, se estimaron los índices estadísticos ecológicos de riqueza, diversidad de especies y equitatividad. Además, en cada zona se obtuvieron videos y fotografías submarinas para llevar un registro gráfico y contar con un archivo de los cambios que se presenten en cada lugar.

**Reclutamiento de corales:** La metodología utilizada para la estimación de reclutamiento coralino fue la propuesta por English *et al.* (1997), modificada por Medina-Rosas (2000), la cual consiste en hacer un arreglo de rejillas de malla de alambre, en las cuales se colocan tejas de barro como sustrato para fijación de larvas.

En cada localidad se colocaron ocho rejillas de malla de alambre de 45 x 120 cm, doblados a lo largo y formando un ángulo de 45°, a las cuales se les ataron tejas rústicas de barro ya que presentan una superficie estándar, necesitan una mínima preparación, son fáciles de analizar y su uso no requiere de destrucción de coral vivo (Harriott y Fisk, 1987). Se procuró que la orientación de las tejas quedara hacia la corriente, a una profundidad aproximada de 5 m.

Bimestralmente se colectaron cuatro tejas, en el laboratorio se limpiaron en una solución clorada, se secaron y se inspeccionaron para identificar la presencia de reclutas de coral por medio de un microscópio estereoscópico Olympus SZ-PT.

**Ciclo reproductivo de los principales corales escleractineos.** En el caso de los corales arrecifales, se sabe que la mayor parte de los reclutas en una zona son producidos localmente (Harrison y Wallace, 1990). Por ello, la mejor estimación del número de larvas disponibles para el reclutamiento y la recuperación de un arrecife la ofrecen los análisis de la condición reproductiva de las poblaciones coralinas que habitan el área dañada. Los estudios reproductivos de corales son numerosos (Richmond, 1997), pero en el Pacífico



oriental tropical los trabajos sólo han sido conducidos en América Central y las Islas Galápagos (Glynn *et al.*, 1991). Los protocolos para la obtención de muestras y su procesamiento histológico están estandarizados (Glynn *et al.*, 2000).

Para este estudio, cada mes y a lo largo de 12 meses consecutivos se recolectaron seis especímenes de *Pocillopora verrucosa*, *Porites lobata* y *Pavona gigantea*, especies coralinas dominantes en las regiones de estudio (Reyes-Bonilla y López-Pérez, 1998; Glynn y Ault, 2000). Las recolectas se llevaron a cabo en la localidad de Islas Marietas, Nayarit. El procesamiento histológico de las muestras fue el descrito por Glynn *et al.*, (1991, 1996, 2000), modificado por Vizcalino-Ochoa (2003). La revisión del estado reproductivo de los pólipos se determinó usando microscopio óptico. La definición de las características representativas de cada estadio reproductivo de las especies se definió de acuerdo a las descritas en Glynn *et al.*, (1991, 1994, 1996). La fecundidad de las colonias se determinó a partir de medidas de los ovocitos maduros (Estadio 4, *sensu* Glynn *et al.*, 1996), cálculo de sus volúmenes, conteo del número de ovocitos por pólipo, y del número de pólipos por centímetro cuadrado de las colonias (Glynn *et al.*, 2000).

**-Evaluación de la comunidad ictiológica:** La abundancia de peces asociados a las comunidades y arrecifes coralinos se realizó con el método de censos visuales no destructivos de Bohnsack y Bannerot (1986), el cual consiste en definir un cilindro imaginario de 5 m de radio con una altura aproximada de 5 a 6 m, donde la altura depende de la visibilidad de la columna de agua, identificando y contando los peces observados tanto en la columna de agua

como en el fondo del cilindro. Los resultados se reportan en abundancia (biomasa) y densidad de individuos/m<sup>2</sup>. Para lograr lo anterior, se realizaron 124 censos en isla Isabel a lo largo del periodo de diciembre de 2003 a mayo de 2005, y 76 en Bahía de Banderas durante el periodo de agosto de 2002 a noviembre de 2004.

**Variabes ambientales:** Mensualmente se efectuaron mediciones de temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y conductividad con un oxímetro YSI 85. Asimismo, se obtuvo una serie de tiempo de temperatura para el periodo 2001 al 2004, utilizando los registros de temperatura de la superficie del mar a partir de sensores remotos generados por satélite de la base SST14NA (Sea Surface Temperature 14 KM North America) de la NOAA NESDIS <http://www.class.noaa.gov/nsaa/products/>.

### 3.2.2. Procesamiento de datos.

Los datos obtenidos de cada una de las fases del trabajo fueron capturados en una base de datos en Excell, estos fueron graficados en el paquete de graficado Sigma-Plot y procesados con los programas de análisis bioestadístico BioDiversityPro, Past y Primer, para obtener los índices ecológicos básicos para medir la diversidad alfa, que son los siguientes:

**Riqueza total de especies**, que se define como el número total de especies en una comunidad (Magurran, 2004).

Para calcular la diversidad de especies se utilizó el índice de Diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ), este es uno de los índices más usado en ecología de comunidades. Combina dos componentes que son el número de especies y la

igualdad o desigualdad de la distribución de individuos en la diversidad de especies (Krebs, 1985; Magurran 2004). Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 2004). Se calcula de la siguiente forma:

$$H' = -\sum_{i=1}^s (p_i)(\ln p_i)$$

donde,

H' = índice de diversidad de especies (nits/individuo) (Krebs, 1985)

S = número de especies

p<sub>i</sub> = proporción total de la muestra que corresponde a la especie i.

Asimismo, se comparó H' entre la temporada de lluvias y fría para la isla Isabel, por medio de la prueba t de Hutchenson, que se calcula de la siguiente manera (Magurran, 2004):

$$t = \frac{H'_{1} - H'_{2}}{\sqrt{\text{Var}H'_{1} + \text{Var}H'_{2}}}$$

donde,

H' <sub>1,2</sub> = diversidad de la muestra 1 y 2

Las varianzas se calculan con la ecuación:

$$\text{Var}H' = \frac{\sum p_i(\ln p_i)^2 - (\sum (p_i \ln p_i))^2}{N} + \frac{s-1}{2N^2}$$

VarH' <sub>1,2</sub> = la varianza de la muestra 1 y 2.

Los grados de libertad se calculan utilizando la ecuación:

$$df = \frac{\text{Var}H'_{1} + \text{Var}H'_{2}}{\frac{\text{Var}H'_{1}}{N_1} + \frac{\text{Var}H'_{2}}{N_2}}$$

donde,

$N_1$  y  $N_2$  son el número total de individuos de la muestra 1 y 2.

Para calcular la equitatividad se utilizó el índice de equidad de Pielou ( $J'$ ) el cual se utiliza para calcular la homogeneidad dentro de una comunidad, en la abundancia de especies. Los valores obtenidos se encuentran entre 0-1, donde 1 representa una situación en la cual todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 2004). La ecuación para calcular este índice es:

$$E = \frac{H'}{H_{max}}$$

donde,

$E$  = Equitatividad ( 0 a 1)

$H'$  = diversidad de especies observadas

$H_{max}$  = diversidad máxima de especies ( $\ln S$ )

Para determinar las diferencias en la composición de especies entre la temporada fría y cálida, se utilizó el índice de Similaridad de Jaccard, el cuál se calculó con la ecuación (Magurran, 2004):

$$C_j = \frac{j}{(a + b - j)}$$

donde,

$C_j$  = coeficiente de similaridad de Jaccard

$J$  = número de especies en común encontradas en ambos tiempos

$a$  = número de especies en el tiempo A

$b$  = número de especies en el tiempo B.

Asimismo, se revisaron los bancos de datos de COADS (The Comprehensive Ocean-Atmosphere Data Set Project, NOAA), para obtener la información relacionada a los aspectos de circulación oceánica; y la información bibliográfica disponible para la región acerca de estructura coralina de las Islas Revillagigedo, costa sur de la Península de Baja California y de la costa sur de México.

**CAPITULO 4. ESTRUCTURA ECOLÓGICA DE LAS COMUNIDADES  
CORALINAS DE LAS ISLAS DE NAYARIT.**

## 4.1. Comunidades coralinas.

### 4.1.1. Estructura de las comunidades coralinas.

La estructura de las comunidades coralinas en el área de estudio se determinó en dos zonas, estos son: Parque Nacional Isla Isabel y Bahía de Banderas (Parque Nacional Islas Marietas, Chimo y Carelleros), los cuales se describen a continuación:

#### 4.1.1.1. Riqueza de especies.

La isla Isabel presentó una riqueza de 14 especies, pertenecientes a cuatro géneros, donde el más representado fue *Pocillopora* con cinco especies y los restantes tuvieron tres cada uno (Tabla I). Asimismo, de las 14 especies identificadas, dos de ellas, *Psammocora profundacella* y *Pavona duerdeni* son nuevos registros para la región. Además, se registró la presencia de *Porites sverdrupi*, una especie considerada como endémica del Golfo de California que había sido reportada en las Islas Mariás, con lo cual se amplía su rango hasta Isla Isabel. Por otro lado, el 71.4% de estas especies tuvieron una afinidad indo-pacífica. (Tabla I)

La riqueza de especies en Bahía de Banderas esta representada por 12 especies, pertenecientes a cuatro géneros, siendo *Pocillopora* el género más representado con cinco especies al igual que en isla Isabel (Tabla I), seguido por *Pavona* con tres especies, *Porites* y *Psammocora* con dos especies cada uno, de estas, el 75% tiene afinidad indo-pacífica. En Bahía de Banderas, el sitio que presentó la mayor riqueza de especies es islas Marietas con 10 especies pertenecientes a 4 géneros, donde *Pocillopora* es el más representado con cuatro especies, así como *Pavona* con tres, donde se

registra por primera vez la presencia de *P. duerdeni* en la Bahía. De hecho, las islas Marietas son las que presentan el mejor estado de conservación de corales en Bahía de Banderas. Por otro lado, Chimo-Las Iglesias (Punta sur) y Carelleros (Punta norte), son los sitios que presentaron una menor riqueza de especies con siete y cuatro respectivamente (Tabla I).

De acuerdo con los resultados de este trabajo, la región en estudio cuenta con una riqueza total de 14 especies de corales formadores de arrecife, donde las especies más representadas son *Pocillopora verrucosa* y *Porites lobata*.

Reyes-Bonilla *et al.*, (2005), reportan la presencia de 20 especies de corales pétreos para el estado de Nayarit, de tal manera que la riqueza de especies encontrada para la zona en estudio representa el 70% de la riqueza total de Nayarit.

Por otro lado, Pérez-Vivar *et al.*, (2006), reportan la presencia de 11 especies de corales formadores de arrecife en el archipiélago de las islas Marias, distante a unos 40 km al oeste de la isla Isabel, de éstos, sólo una no se ha encontrado en isla Isabel, *Pavona varians*, con lo cual, el número especies en la región aumenta a 15 que representa el 75% de la riqueza total de Nayarit.

La diferencia entre los resultados de este trabajo y los de Reyes-Bonilla *et al.*, (2005), estriba en que, estos últimos autores registran lo reportado en colecciones científicas, artículos científicos y muestreos de campo y aquí sólo lo encontrado en campo. Asimismo, reportan la presencia de dos especies que habitan predominantemente zonas arenosas y profundas (*Fungia curvata* y *F. distorta*), ambientes que no fueron muestreados en este estudio, así como de



*Pontes baueri* (endémica del Golfo de California), que fue reportada por Squires (1959) y que no se han vuelto a encontrar ejemplares de esta especie, probablemente debido a lo mencionado por Reyes-Bonilla *et al.*, (1997), de que en realidad *P. baueri* sea una identificación errónea de *P. lobata*.

**Tabla I.** Especies y riqueza representadas en los sitios de muestreo. (IP) señala a las especies con afinidad Indo-Pacífica.

	Isla Isabel	Islas Marietas	Chimo	Carelleros	Bahía de Banderas
<b>Especies</b>					
<i>Pocillopora capitata</i>	X	X	X		X
<i>P. damicornis</i> (IP)	X	X	X		X
<i>P. eydouxi</i> (IP)	X		X		X
<i>P. meandrina</i> (IP)	X	X			X
<i>P. verrucosa</i> (IP)	X	X	X	X	X
<i>Pontes lobata</i> (IP)	X	X	X		X
<i>P. panamensis</i>	X	X	X	X	X
<i>P. sverdrupi</i>	X				
<i>Pavona clavus</i> (IP)	X	X			X
<i>P. duerdeni</i> (IP)	X	X			X
<i>P. gigantea</i> (IP)	X	X	X	X	X
<i>Psammocora</i>					
<i>profundacela</i> (IP)	X				
<i>P. stellata</i> (IP)	X	X			X
<i>P. superficialis</i>	X	X		X	X
<b>Riqueza</b>	<b>14</b>	<b>11</b>	<b>7</b>	<b>4</b>	<b>12</b>

Por otro lado, *Porites lutea* especie reportada originalmente por Rodríguez-Zaragoza (1998) para la zona de Punta de Mita, Nayarit, no se ha vuelto a encontrar en la región, debido quizá a que haya sido extirpada de esta zona por el evento El Niño 1997-98, que provocó cerca del 95% de mortandad en el arrecife de ese lugar (Carrquiry *et al.*, 2001).

Considerando que el Pacífico Mexicano cuenta con 33 especies de corales hermatípicos (Reyes Bonilla *et al.*, 2005), los resultados obtenidos en este trabajo (15 especies) indican que la región contiene el 45.5% de la riqueza total del Pacífico Mexicano. Asimismo, como se menciona anteriormente, Reyes-Bonilla *et al.*, (2005), reportan 20 especies para la costa de Nayarit, lo que representa el 60.6% de la riqueza total del Pacífico Mexicano; las razones de esta diferencia en el número de especies ya fue argumentado en párrafos anteriores, lo que resta para disipar esta diferencia, puede ser: refinar los criterios de identificación de especies, para poder diferenciar entre ellas, como en los casos de *Pocillopora verrucosa* y *P. elegans*, y *Porites lobata* y *P. baueri*, así como, realizar búsquedas en fondos arenosos y a mayor profundidad de agua para tratar de encontrar ejemplares del género *Fungia*

Por otro lado, es importante continuar con el monitoreo de estas áreas en virtud de la posibilidad de cambios en la riqueza de especies producto del calentamiento global (Rodríguez-Retana y Reyes-Bonilla, 2006).

#### **4.1.1.2. Morfología arrecifal.**

Los desarrollos coralinos en isla Isabel están caracterizados por dos tipos: arrecifes de franja y comunidades coralinas.

Los arrecifes de franja están presentes en dos sitios de la isla, uno de ellos en ensenada Tiburoneros y el otro desde Costa Fragata hasta playa de

las Monas, ubicados en la costa sureste y este de la isla que está más protegida del oleaje predominante del Oeste, Noroeste y Suroeste. Estas estructuras arrecifales están construidas por corales del género *Pocillopora* y llegan a alcanzar espesores de 1.5 a 2 m aproximadamente.

La zona de playa las Monas muestra una estructura construccional típicamente arrecifal, esto es, tiene una planicie arrecifal desarrollada donde se presentan colonias de *P. lobata*, con formas conocidas como microatolones, que tienen un diámetro promedio de 1 m de ancho.

Asimismo, tiene una cresta arrecifal bien desarrollada, construida por corales del género *Pocillopora* y el frente arrecifal que se extiende hasta los 5 m de profundidad, aproximadamente, terminando en un fondo arenoso donde se desarrollan colonias grandes (1 m de alto) de *P. lobata* dispersas por la zona.

Las comunidades coralinas se encuentran distribuidas en los alrededores de la isla, con concentraciones importantes en la costa Noroeste y en el canal que separa a los islotes de Las Monas, en conjunto, las áreas arrecifales de la isla Isabel cubren un área aproximada de 11.58 hectáreas a una profundidad menor de 6 m.

Por otro lado, en la Bahía de Banderas el desarrollo coralino se presenta en forma de comunidades coralinas en toda la región, es decir, colonias de coral creciendo directamente sobre el sustrato rocoso.

En el sitio de Careyeros, existen remanentes de una estructura arrecifal bien desarrollada construida por corales del género *Pocillopora*, sin embargo, durante el evento El Niño 1997-98 esta zona fue la más afectada ya que murió

alrededor del 95% de la cobertura coralina (Carriquiry *et al.*, (2001), y a la fecha no se ha podido recuperar.

El mayor desarrollo de coral se encuentra en las islas Marietas, específicamente en la costa este de la Isla Redonda, donde se observan algunas construcciones masivas de *P. gigantea* que podrían considerarse como parches arrecifales.

#### 4.1.1.3. Cobertura de coral vivo.

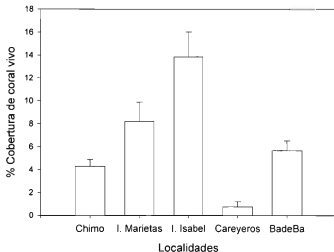
La cobertura total de coral vivo obtenida para isla Isabel fue de 13.86%, ( $\pm 2.167$  E.S.), donde las especies más abundantes fueron *Pocillopora verrucosa* con 5.58% y *Porites lobata* con 5.29%. La cobertura total relativa de especies fue de 40.35% para *P. verrucosa* y 38.26% para *P. lobata* (Tabla II).

**Tabla II.** Porcentajes de cobertura de coral vivo, total y relativa para isla Isabel.

Especie	% Cobertura absoluta	% Cobertura relativa
<i>Pocillopora capitata</i>	1.41	10.20
<i>P. damicomis</i>	0.41	2.96
<i>P. meandrina</i>	1.13	8.17
<i>P. verrucosa</i>	5.58	40.35
<i>Porites lobata</i>	5.29	38.26
<i>Psammocora superficialis</i>	0.008	0.06
Total	13.828	100

Para Bahía de Banderas, la cobertura de coral vivo fue de 5.66% ( $\pm 0.847$  E.S.) donde la mayor cobertura se encontró en las Islas Marietas

(8.19%,  $\pm 1.68$  E.S.), seguido de Chimo (4.29%,  $\pm 0.582$  E.S.) y Careyeros que presentó la menor cobertura con 0.76%,  $\pm 0.44$  E.S. (Fig. 3).



**Figura 3.** Porcentaje de cobertura promedio de coral vivo en los sitios de muestreo.

Las especies más abundantes en los sitios de muestreo de Bahía de Banderas fueron: *Pavona gigantea* en Islas Marietas con 6.16%; *Porites panamensis* en Chimo con 3.67% y 0.45% en Careyeros (Tabla III).

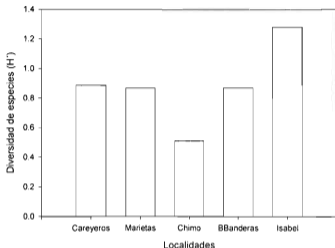
**Tabla III.** Porcentaje de cobertura de coral vivo absoluta y relativa en los sitios de muestreo de Bahía de Banderas.

Especies	Marietas		Chimo		Careyeros	
	Absoluta	Relativa	Absoluta	Relativa	Absoluta	Relativa
<i>Pocillopora capitata</i>	0.29	3.54				
<i>P. damicornis</i>	0.11	1.34				
<i>P. meandrina</i>	0.05	0.61	0.03	0.70		
<i>P. verrucosa</i>	0.93	11.34	0.12	2.80	0.07	9.21
<i>Porites panamensis</i>	0.66	8.05	3.67	85.55	0.45	59.21
<i>Pavona gigantea</i>	6.16	75.12	0.47	10.95	0.24	31.58
Total	8.2	100	4.29	100	0.76	100

#### 4.1.1.4. Diversidad coralina

Para las comunidades coralinas en los sitios estudiados, se determinaron los valores de los índices ecológicos básicos. La diversidad se estimó mediante el índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) donde, la comunidad coralina de isla Isabel presenta un valor de  $H' = 1.28$ ; en el caso de Islas Marietas el valor obtenido del índice es  $H' = 0.87$ ; para Chimo  $H' = 0.51$  y para Careyeros  $H' = 0.89$  (Fig 4). Al combinar los datos de los tres últimos sitios para obtener el índice de diversidad de Shannon-Wiener para Bahía de Banderas, se obtuvo un valor de  $H' = 1.071$ . Por otro lado, para determinar que tan homogéneas son las comunidades coralinas de la región se aplicó el índice de equidad de Pielou ( $J'$ ); el valor determinado del índice para isla Isabel fue  $J' = 0.71$ ; para Islas Marietas el valor de  $J' = 0.49$ , en Chimo  $J' = 0.37$  y para

Careyeros  $J' = 0.81$ , y en conjunto para Bahía de Banderas, el valor de  $J' = 0.597$ .



**Figura 4.** Diversidad de especies en los sitios de muestreo.

Con el fin de determinar la existencia de diferencias significativas en el valor del índice de diversidad de Shannon-Wiener entre los diferentes sitios de muestreo, se aplicó la prueba *t* de *Hutchenson*. Al comparar la  $H'$  en Islas Marietas contra  $H'$  en Chimo, el valor de tablas es  $t_{0.05(2), 11} = 2.201$  y  $t_{calculado} = 0.44366$  entonces no existen diferencias significativas en la diversidad entre ambos sitios. Al comparar  $H'$  Marietas con  $H'$  en Careyeros,  $t_{0.05(2), 1} = 12.706$  y  $t_{calculada} = -0.0094$ , por lo cual no existen diferencias significativas entre los valores de  $H'$  de estos sitios. Por otro lado, al comparar el valor del índice de

Shannon-Wiener entre Chimo y Careyeros, resulta que  $t_{crit} > t_{calculada}$  por lo que tampoco existen diferencias significativas entre los valores del índice de ambos sitios. Al hacer la comparación entre los índices de diversidad correspondientes a la Isla Isabel y Bahía de Banderas, el resultado de la prueba señala que no existen diferencias significativas entre los índices de ambas localidades ( $t_{0.05(2), 26} = 2.056$  y  $t_{calculada} = -0.34286$ ).

Para conocer en que nivel de diversidad se encuentran las comunidades coralinas de los sitios analizados, se calculó  $H_{max} = \ln S$ , la diversidad máxima que puede alcanzar cada una de las comunidades coralinas, donde S es la riqueza total de especies, y se calculó la proporción que representa  $H'$  de  $H_{max}$  en cada sitio. En el caso de Isla Isabel,  $H_{max} = 2.64$  y  $H' = 1.28$ , entonces, esta se encuentra en el 48.5% de su nivel más alto de diversidad; para Islas Marietas  $H_{max} = 2.39$  y  $H' = 0.87$  por lo cual se encuentra en el 36.3% de su nivel más alto de diversidad; para Chimo  $H_{max} = 1.95$  y  $H' = .051$  por lo cual se encuentra en el 27.9% de su nivel más alto de diversidad; en Careyeros,  $H_{max} = 1.39$  y  $H' = 0.89$ , entonces está al 64% de su nivel más alto de diversidad; en conjunto para Bahía de Banderas,  $H_{max} = 2.48$  y  $H' = 1.071$ , por lo que se encuentra en el 43.2% de su valor más alto de diversidad.

A lo largo de la costa del Pacífico Mexicano, los sitios más importantes por su diversidad, equitatividad y cobertura de coral vivo son Cabo Pulmo, Baja California Sur, Ixtapa-Zihuatanejo, Guerrero y Huatulco, Oaxaca. Sin embargo, sólo hay datos disponibles de estructura comunitaria coralina para Cabo Pulmo (Reyes-Bonilla, 1993), por lo que al comparar los valores de los índices de diversidad y equitatividad obtenidos en este trabajo para Isla Isabel y Bahía de Banderas con los de Cabo Pulmo, se observa que los primeros presentan una



mayor diversidad ( $H'_{\text{isabel}}=1.28$ ,  $H'_{\text{marietas}}=1.071$ ) que Cabo Pulmo ( $H'=0.43$ ) y una equitatividad muy similar entre Isla Isabel ( $J'=0.71$ ) y Cabo Pulmo ( $J'=0.78$ ), pero menor para Bahía de Banderas ( $J'=0.597$ ), de acuerdo con Magurran (2004), el valor de equitatividad fluctúa entre 0 y 1, donde 1 corresponde a situaciones en las que todas las especies son igualmente abundantes, lo cual no es el caso para Bahía de Banderas, ya que aquí es más abundante la especie *P. gigantea* que las restantes y por lo tanto representa a una comunidad no homogénea. Lo anterior es entendible si consideramos que antes de la ocurrencia del evento El Niño 1997-98, uno de los más intensos del siglo pasado, en la Bahía de Banderas la abundancia de las especies estaba más equitativamente distribuidas, sobre todo en las del género *Pocillopora* (Carriquiry y Reyes-Bonilla, 1997), sin embargo, después de este evento se registró una mortandad de cerca del 90% (Carriquiry *et al.*, 2001), afectando principalmente a estas especies, disminuyendo sus poblaciones, y las que resistieron y se recuperaron más rápido fueron las especies masivas de *P. gigantea* y *P. panamensis*, lo cual se refleja en los valores de equitatividad.

#### 4.1.1.5. Reclutamiento coralino

Los experimentos para estimar el reclutamiento coralino se llevaron a cabo en 4 sitios, Isla Isabel, Careyeros e Islas Marietas (Isla Redonda), Nayarit y Chimo en Jalisco.

De ellos, el único sitio que presentó evidencias de reclutamiento en el sustrato experimental fue Chimo, donde se encontraron seis ejemplares de *Porites*, resultando en una tasa de reclutamiento de 2.9 corales/m<sup>2</sup> en doce meses. Los sitios restantes no presentaron evidencias de reclutamiento

coralino en el sustrato artificial. No obstante, en el sustrato natural si se apreció la ocurrencia de reclutamiento coralino en todos los sitios analizados, lo anterior puede ser explicado por: i), probablemente, la ubicación de las estructuras con el sustrato artificial no fue adecuada, b) la época de colocación de estas no coincidió con la temporada reproductiva, o c) que la competencia de los corales por colonizar sustrato nuevo fue superada por otras especies que no permitieron la fijación de larvas de corales.

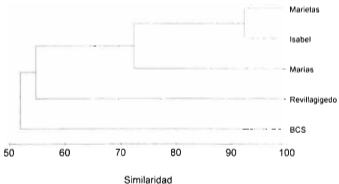
Aún cuando el éxito del reclutamiento fue relativamente bajo, concuerda con lo encontrado por Medina-Rosas *et al.*, (2005), donde reporta la presencia de reclutamiento coralino en este lugar, en un experimento llevado a cabo entre diciembre de 1998 y julio de 1999.

Los corales encontrados pueden corroborar el fenómeno de dispersión de corales en la región, ya que las pocas colonias locales no habrían sido capaces de reproducirse por su pequeño tamaño (Glynn *et al.*, 1994) y condición después del blanqueamiento de El Niño 1997-98 (Carriquiry *et al.*, 2001), en el caso de Chimo. Al considerar la escala temporal y espacial del estudio, el tiempo de vida de las larvas y la distancia a recorrer entre arrecifes con la corriente a favor (Fisk y Harriott, 1990; Roberts, 1997; Miller y Mundy, 2003), se calcula que las larvas pudieron llegar de localidades cercanas (decenas de kilómetros) donde recientemente se han observado evidencias reproductivas en las colonias como las Islas Marietas (Vizcaíno-Ochoa *et al.*, 2002) o las Islas Marias, Nayarit.

**CAPITULO 5. RELACIONES REGIONALES Y BIOGEOGRAFÍA DE LOS  
CORALES DEL PACÍFICO MEXICANO.**

### 5.1. Análisis biogeográfico.

Para determinar el grado de asociación de los sitios analizados en este trabajo con otras áreas del Pacífico tropical mexicano, y de ésta manera poder establecer las relaciones biogeográficas entre ellos, se construyó una matriz con los datos de especies de corales formadores de arrecife presentes en Isla Isabel e islas Marietas, así como los reportados en Reyes-Bonilla *et al.*, (2005), para Islas Revillagigedo, BCS e Islas Marias y se calculó el índice de similitud de Bray-Curtis (Clarke y Warwick, 2001), para obtener la matriz de similitud y trazar un dendrograma de agrupamiento usando el método UPGMA (análisis de promedio del grupo no ponderado) (Figura 5).



**Figura 5.** Dendrograma de agrupamiento del área de estudio, relacionando la fauna de corales formadores de arrecife.

Asimismo, se realizó un análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) (Figura 6), con el fin de determinar con eficiencia la existencia de asociaciones cualitativas entre los sitios (Clarke y Warwick, 2001).

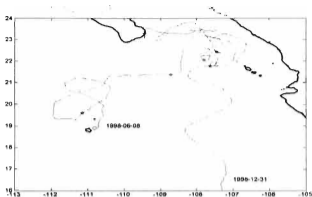
En la figura 5 se muestra el dendrograma de agrupamiento resultante del análisis, donde se aprecia que isla Isabel e islas Marietas conforman un grupo con un alto valor de similaridad (92.308), asimismo, este grupo se asocia con las Islas Marias, formando un grupo separado de Revillagigedo y Baja California Sur, lo cual es de esperarse, debido a la cercanía entre las islas que hace factible la existencia de un flujo de larvas muy activo entre ellas.



**Figura 6.** Escalamiento multidimensional no métrico, considerando la presencia de especies de corales formadores de arrecifes en los sitios del área de estudio.

Por otro lado, el NMDS muestra la existencia de una mayor similaridad entre Isabel y Marietas (Figura 6), donde están prácticamente sobrepuestos ambos sitios. Por otro lado, éste grupo se asocia a un nivel de similaridad prácticamente igual con los otros dos sitios (Figura 5), aún cuando no existe mucha similitud entre estos dos últimos. Asimismo, en la figura 6 se aprecia que la posición del grupo de las islas de Nayarit, esta en una posición intermedia entre BCS y Revillagigedo, lo cual podría evidenciar dos posibles rutas de colonización hacia las islas, una proveniente de la costa de BCS y la otra directamente de Islas Revillagigedo.

Sin embargo, el escenario anterior, oceanográficamente es sólo posible durante la ocurrencia de un evento ENSO, ya que de acuerdo con Badan (1997) el patrón de circulación en la región esta gobernado por la dominancia de las corrientes de California y Costera de Costa Rica, donde ambas confluyen en la zona y su desplazamiento es hacia el oeste, además, la corriente de California forma una barrera de agua fría (frente), que en cierta manera obstaculiza el flujo de larvas hacia la región. Sin embargo, este patrón de circulación se rompe durante eventos Niño y es reemplazado por la contracorriente Ecuatorial que transporta aguas del Pacífico central hacia la región, haciendo factible el transporte de larvas desde Revillagigedo y BCS hacia la zona de las islas de Nayarit, propiciando la colonización de corales en las islas. El patrón anterior, se aprecia en la figura 7, que muestra la trayectoria realizada por una boya de deriva, obtenida mediante sensores remotos, durante el periodo de junio-diciembre de 1998, el cual correspondiente al evento ENSO 1997-98, uno de los más intensos del siglo pasado.



**Figura 7.** Trayectoria de una boya de deriva en la región de estudio, durante el periodo de junio-diciembre de 1998, correspondiente al evento El Niño 1997-1998.

El origen de la fauna de coral en el Pacífico Oriental Tropical (POT) ha sido explicado por medio de dos hipótesis. Una de ellas propone que la colonización ha sido por vicarianza (Heck y McCoy, 1978), la cual involucra cambios inducidos por la tectónica de placas, y sugiere que la fauna del POT es descendiente de la fauna coralina del Atlántico Oeste (Mar Caribe). La otra hipótesis propone que la colonización se ha llevado a cabo por medio de la dispersión de larvas desde el Pacífico Central transportadas hacia el Este por la Contracorriente Ecuatorial (Dana, 1975). Por ello, es posible explicar la presencia de especies coralinas endémicas del POT (Glynn y Ault, 2000), en el área de estudio, como es el caso de *P. sverdrupi* (Reyes-Bonilla, 1992; Reyes-Bonilla y López-Pérez, 1998), en Isla Isabel, así como especies con una fuerte afinidad Indo-Pacífica como *P. lobata* que posiblemente sea originada por la

dispersión de larvas transportadas por las corrientes desde el Archipiélago de Revillagigedo, la que se intensifica durante los años en que se presenta el evento El Niño (Richmond, 1990), como se aprecia en la figura 6, reduciendo el tiempo de travesía de las larvas (Grigg y Hey, 1992), así como desplazando la posición de los frentes localizados en las inmediaciones de Cabo San Lucas, generados por la confluencia de la Corriente de California con el Agua Subártica del Pacífico (Roden, 1971).

Lo anterior, permite explicar en cierta medida, la existencia de especies afines entre BCS y las islas de Nayarit. Por ejemplo, la presencia en la isla Isabel de *Porites sverdrupi*, especie que se encuentra distribuida solamente en el Golfo de California desde Isla Ángel de la Guarda, Baja California, hasta isla San José, Baja California Sur (López-Pérez *et al.*, 2003), puede ser indicativo de un flujo de larvas de la costa oeste del Golfo de California hacia la costa de Nayarit, o en su defecto, se trate de poblaciones remanentes de *P. sverdrupi* en la isla Isabel, ya que como mencionan López-Pérez *et al.*, (2003), esta especie durante el Pleistoceno poseía una mayor distribución en la parte sur del Golfo de California (La Paz, isla Cerralvo y Cabo San Lucas) y al sur hasta las islas Marías en el Pacífico mexicano. No obstante que Squires (1959) reporta su presencia en las islas Marías, Pérez-Vivar *et al.*, (2006), mencionan que no encontraron indicios de ésta especie en 1999, por lo que hasta después de 46 años del reporte de Squires, es en el presente estudio que se vuelve a reportar la presencia de esta especie en esta región, cuya presencia sea posible a tres posibilidades: a) que sea producto de dispersión de larvas desde las poblaciones de la costa oeste del Golfo de California durante eventos EL Niño (con lo cual se apoyaría la hipótesis de Dana, 1975); b) que sea una población



remanente del Pleistoceno que haya quedado aislada por la deriva de la península de Baja California (hipótesis de vicarianza [fenómeno biogeográfico que hace que un área de distribución inicialmente única se fragmente por el surgimiento de una barrera (Zunino y Zullini, 2003)]) y se encuentre en proceso de extinción local, ó c) que siempre hayan estado en la región y no hayan sido correctamente identificadas o aún observadas, por limitaciones en la búsqueda y desconocimiento de su forma.

Por otro lado, otra especie que puede resultar un argumento para favorecer la hipótesis planteada en este trabajo, es *Pavona varians*, una especie de afinidad indopacífica, que ha sido reportada para las islas Marías por Pérez-Vivar *et al.*, (2006). Esta especie se distribuye en el Pacífico Oriental en el Archipiélago de Revillagigedo, en Oaxaca, Costa Rica, Panamá, Colombia e islas Oceánicas; en el Pacífico occidental y central: Japón y Australia hasta Hawai, Atolón Johnston e Islas Line hacia el este (Ketchum y Reyes-Bonilla, 2001). Es más factible que esta especie haya arribado del Archipiélago de Revillagigedo hacia las islas Marías, durante un evento el Niño como se menciona anteriormente para *P. lobata*, que si ésta colonizara desde la costa continental de México (Oaxaca), en virtud de la presencia de barreras fisiográficas como son las playas arenosas de la costa de Michoacán, además de que, si esta fuera una ruta más viable, debería haber presencia de esta especie en las costas de Jalisco y a la fecha no hay registros de que esto ocurra, sin embargo, si hay registros para Manzanillo, aunque su origen posiblemente sea otro.

**CAPITULO 6. ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES DE PECES  
ASOCIADOS A LOS ARRECIFES Y COMUNIDADES CORALINAS DE LAS  
ISLAS DE NAYARIT.**

### 6.1. Estructura de la comunidad de los peces de arrecife asociados.

Durante el período de agosto de 2002 a julio de 2005 se llevaron a cabo censos de peces en la zona de estudio, utilizando el método no destructivo de censos visuales en cilindros estacionarios de Bohnsack y Bannerot (1986). En total se realizaron 200 censos, 76 en Bahía de Banderas y 124 en Isla Isabel (Tabla IV).

Tabla IV. Localidades, fechas y número de censos de peces en el Pacífico tropical mexicano.

Localidad	Fecha	# de Censos
<b>Bahía de Banderas</b>		
Carelleros	0802	4
Carelleros	1104	6
Marietas	0703	7
Marietas	1003	8
Marietas	1104	20
Chimo	0802	1
Chimo	0703	4
Chimo	1003	4
Chimo	1104	20
Guayabitos	0702	2
<b>Isla Isabel</b>		
	1203	13
	0104	12
	0304	11
	0404	11

	0504	11
	0604	11
	0704	11
	0804	11
	0904	11
	1004	11
	0505	11
<b>Total</b>		<b>200</b>

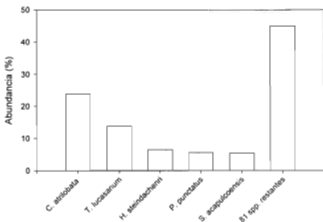
A continuación se muestran los resultados obtenidos para las comunidades de peces de cada localidad.

#### **Bahía de Banderas.**

Los censos se llevaron a cabo en 3 localidades en la bahía y una fuera de ella (Guayabitos 2 censos); en total se obtuvieron 27,544 registros de peces, pertenecientes a 33 familias, 56 géneros y 81 especies (Anexo III). Las familias más representadas fueron: Labridae con 4 géneros y 10 especies; Pomacentridae con 4 géneros y 8 especies; Serranidae con 4 géneros y 6 especies; Lutjanidae y Scaridae con 2 géneros y 5 especies respectivamente; Muraenidae con 4 géneros y 4 especies y Haemulidae con 1 género y 4 especies. El 79% restante de las familias tuvieron menos de 3 especies.

Las especies más abundantes fueron: *Chromis atrilobata* (Gill, 1862) (23.74%), *Thalassoma lucasanum* (Gill, 1863) (13.79%), *Haemulon steindachneri* (Jordan y Gilbert, 1882) (6.50%), *Prionurus punctatus* Gill, 1862 (5.60%) y *Stegastes acapulcoensis* (Fowler, 1944) (5.39%) (Fig. 8).

Bahía de Banderas presenta en promedio, una densidad de 4.492 ind·m<sup>2</sup> ( $\pm 1.261$  E.S.); un valor de diversidad de Shannon-Wiener  $H' = 2.996$  y una equitabilidad  $J' = 0.6837$ .



**Figura 8.** Especies de peces más abundantes en Bahía de Banderas, Nayarit-Jalisco.

### Isla Isabel

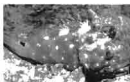
Se obtuvieron 42,741 registros de peces, los cuales pertenecen a 40 familias, 67 géneros y 96 especies (Anexo IV). Las familias mejor representadas fueron Labridae con 10 especies, Carangidae y Pomacentridae con 8 especies, Serranidae 7 especies, Lutjanidae con 6 especies y Haemulidae con 5 especies (Fig. 9). El 75% restante de las familias presentaron menos de 4 especies.



(a)



(b)



(c)



(d)

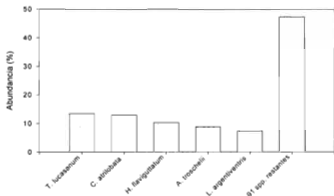


(e)

**Figura 9.** Familias de peces más representadas en Isla Isabel, Nayarit. (a) Labridae (*Thalassoma lucasanum*); (b) Pomacentridae (*Chromis atrilobata*); (c) Serranidae (*Epinephelus labriformis*); (d) Lutjanidae (*Lutjanus argentiventris*); (e) Haemulidae (*Haemulon maculicauda*).

Las especies más abundantes fueron *T. lucasanum* con un total de 5,743 individuos que corresponden al 13.44% del total registrado; *C. atrilobata* con 5,492 individuos que representaron 12.85%; *Haemulon flaviguttatum* Gill, 1862 con 4,397 individuos que corresponden al 10.29%, *Abudefduf troschelii* (Gill, 1862) con 3,749 individuos que representaron 8.77% y *Lutjanus*

*argentiventris* (Peters, 1869) con 3,102 individuos que corresponden al 7.26% del total registrado y 91 especies que contribuyeron con 22,033 individuos que representaron el 47.40 % del total de especies registrado (Fig. 10).



**Figura 10.** Especies de peces más abundantes en la isla Isabel, Nayarit.

Para el análisis de la comunidad ictiológica de la isla Isabel se determinaron los valores de los índices ecológicos. De manera general, la comunidad de peces presenta un valor de diversidad total, según el índice de Shannon-Wiener  $H' = 3.069$  y un valor de equitatividad  $J' = 0.6724$ , este valor de  $J'$  indica que la comunidad está dominada por unas cuantas especies, como se aprecia en la figura 10, que la mayor abundancia se encuentra representada en 6 especies (52.6%). Considerando que la máxima diversidad que puede alcanzar esta comunidad es de  $H_{max} = 4.56$ , entonces esta se encuentra en el 67.30% de su nivel más alto de diversidad.

Por otro lado, con el fin de determinar la constancia de las especies en los sitios estudiados, se estimó la frecuencia de ocurrencia (F) de las especies presentes en los censos. Con base en los valores de F se determinó el estatus de las especies de la siguiente forma:

Visitantes ocasionales ( $F < 15\%$ ); especies temporales o cíclicas ( $15\% \leq F \leq 50\%$ ) y residentes permanentes ( $F > 50\%$ ).

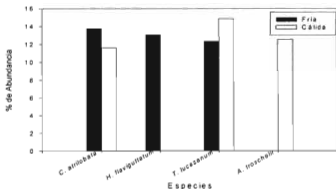
Para isla Isabel, la comunidad íctica aparentemente esta constituida en un 50% por especies residentes permanentes; 17.7% de especies con estatus cíclico y 32.3% por visitantes ocasionales. Dentro de los residentes permanentes, las familias más representadas son: Labridae (7 especies), Pomacentridae (6 especies), Scaridae (4 especies), Acanthuridae (3 especies), Haemulidae (3 especies) y Lutjanidae (3 especies); familias muy relacionadas con las zonas arrecifales.

Es importante destacar que dentro de los visitantes ocasionales, en la isla Isabel se registro por primera vez la ocurrencia de *Stethojulis bandanensis* (Bleeker, 1851) y *Thalassoma virens* Gilbert 1890, dos especies de lábridos que son característicos de las islas oceánicas del Pacífico Oriental Tropical (Archipiélago de Revillagigedo y Atolón de Clipperton), además, *S. bandanensis* es de amplia distribución en el Pacífico tropical desde Australia al sur de Japón y hacia el este hasta Centroamérica (Robertson y Allen, 2002). Asimismo, estas dos especies se han registrado como "vagabundos" (ejemplares adultos solitarios o en grupos pequeños) en la región de Los Cabos a La Paz, B.C.S., (Victor *et al.*, 2001; Robertson y Allen, 2002).



## 6.2. Análisis por temporada fría-cálida en isla Isabel.

Durante la temporada fría (diciembre 2003 a mayo 2005) se registraron un total de 24,367 individuos y 87 especies. Las especies más abundantes fueron *C. atrilobata* (13.77%), *H. flaviguttatum* (13.06%) y *T. lucasanum* (12.34%). Para el caso de la temporada cálida (junio a octubre 2005), se registró un número menor de organismos con 18,374 y de especies con 71. Las especies más abundantes fueron *T. lucasanum* (14.89%), *A. troscheli* (12.57%) y *C. atrilobata* (11.63%). (Fig. 11).



**Figura 11.** Especies de peces de arrecife más abundantes en las temporadas fría y cálida.

Con relación a los índices ecológicos, la temporada fría presenta una mayor riqueza de especies (87) y una mayor abundancia de individuos, en contraste, la época cálida presentó una menor riqueza de especies (71) e individuos. Con respecto a la diversidad estacional, la prueba *t* de Hutchenson

utilizada para la comparación del índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'_{fria} = 1.323$ ,  $H'_{cálida}=1.284$ ), si mostró diferencias significativas entre temporadas ( $t_{calculada} = 7.740$ ; g.l. = 2,955 vs  $t_{0.05(2),7.740} = 1.96$ , como  $t_{calculada} > t_{crit}$  entonces la diversidad entre la temporada cálida y fría es diferente

Asimismo, se calculó el coeficiente de similaridad de Jaccard, donde  $C_j=0.6458$ , es decir, las especies de peces que componen las comunidades de temporada fría y cálida son similares en un 65%, lo cual corrobora lo determinado por la prueba  $t$  de Hutchenson.

Las especies que sólo se encuentran en temporada fría son: *Diplobatis ommata* (Jordan & Gilbert en Jordan & Bollman, 1890); *Dasyatis longus* (Garman, 1880); *Urobatis halleri* Cooper, 1863; *Synodus lacertinus* Gilbert, 1890; *Hemiramphus saltador* Gilbert & Starks, 1904; *Scorpaena histrio* Jenyns, 1840; *Epinephelus analogus* (Gill, 1864); *Serranus psittacinus* (Valenciennes, 1846); *Rypticus bicolor* Gill, 1861; *Apogon retrosella* (Gill, 1863); *Apogon pacifici* (Herre, 1935); *Alectis ciliaris* (Bloch, 1788); *Caranx lugubris* Poey, 1860; *Lutjanus viridis* (Valenciennes, 1845); *Lutjanus inermis* (Peters, 1869); *Anisotremus interruptus* (Gill, 1862); *Pareques fuscovittatus* (Kendall & Radcliffe, 1912); *Sectator ocyurus* (Jordan & Gilbert, 1882); *Parapsettus panamenis* (Steindachner, 1876); *Abudefduf declivifrons* (Gill, 1862); *Stegastes rectifraenum* (Gill, 1862); *Sphyaena ensis* Jordan & Gilbert, 1882; *Nicholsina denticulata* (Evermann & Radcliffe, 1917); *Astroscopus zephyreus* Gilbert & Starks en Gilbert, 1897; *Acanthurus achilles* Shawn, 1803.

Las especies que sólo se encuentran en temporada cálida son: *Echidna nebulosa* (Ahl, 1789); *Caranx melampigus* Cuvier en Cuvier & Valenciennes, 1833; *Seriola rivoliana* Cuvier, 1833; *Gerres cinereus* (Walbaum, 1792);

*Haemulon steindachneri* (Jordan & Gilbert, 1882); *Stethojulis bandanensis* (Bleeker, 1851); *Balistes polylepis* Steindachner, 1876; *Cantherinus dumerilii* (Hollard, 1854); *Ostracion meleagris* (Shawn, 1796).

Con relación a la frecuencia de ocurrencia de especies (F), se estimó este parámetro para identificar cambios en las familias constituyentes de la comunidad Ictica atribuible a los cambios estacionales, de tal manera que al estimar F, resulta que en la temporada fría, el 55.2% de las especies tienen el estatus de residentes permanentes, 17.2% son cíclicas y 27.6% son visitantes ocasionales. Por otro lado, durante la época cálida, 67.6% son residentes permanentes; 19.7% son cíclicas y 12.7% son visitantes ocasionales.

### 6.3. Análisis general.

Las comunidades de peces analizadas en este trabajo, presentaron un total de 33 familias, 56 géneros y 81 especies para Bahía de Banderas y 40 familias, 67 géneros y 96 especies para Isla Isabel (anexos IV y V).

En la tabla V se muestran los índices ecológicos para las comunidades de peces analizadas, en donde se aprecian algunas diferencia entre Bahía de Banderas y la isla Isabel, ya que esta última presenta valores mayores de riqueza de especies, abundancia y diversidad de Shannon-Wiener, sin embargo, el valor de equitabilidad es muy similar entre ambas.

**Tabla V.** Índices ecológicos de las comunidades de peces analizadas.

	Bahía de Banderas	Isla Isabel
Riqueza de especies	81	97
# total de individuos	27,544	47,416
H'	2.996	3.069
J'	0.6837	0.67

Para otras regiones del Pacífico mexicano, los valores de riqueza de especies encontrados son menores a los encontrados en este trabajo, Pérez-España *et al.*, (1996) registraron un total de 30 familias, 57 géneros y 76 especies en cuatro sitios de la costa suroeste del Golfo de California caracterizados principalmente por arrecifes rocosos; sin embargo, Thompson *et al.*, (2000) consideran que la fauna de peces de costas y arrecifes rocosos del Golfo de California consiste de 44 familias y 281 especies. Est os autores consideran como peces de arrecife a aquellos cuyas historias de vida están íntimamente asociadas con un sustrato rocoso o coralino para los propósitos de alimentación, refugio y reproducción. Estos peces pasan la mayoría de su tiempo en los arrecifes o a lo largo de las costas rocosas.

Barrientos-Villalobos (2000), en el parque Nacional Huatulco, Oaxaca, registró en 4 localidades, utilizando el mismo método de este estudio, un total de 26 familias, 37 géneros y 51 especies. Por otro lado Barranco-Servín (2004), para el arrecife coralino de La Entrega, Oaxaca, registró un total de 29 familias, 44 géneros y 63 especies.

Rodríguez-Romero *et al.*, (2005), utilizando censos visuales en transectos de 100 m de largo y 6 de ancho, determinaron para 5 localidades de Isla Espíritu Santo, B.C.S., 120 especies, 82 géneros y 41 familias y mencionan que el mayor número de especies se registro en otoño y la mayor abundancia en verano.

Comparando los datos de este estudio con los de los autores mencionados, se observa que las diferencias principales en riqueza son a nivel de especies, ya que a nivel familia y género son muy similares. Lo anterior puede estar relacionado principalmente a las características geomorfológicas

de los sitios y por lo tanto a la diversidad de hábitats, ya que existen varios factores que influyen tanto en la abundancia como en la riqueza específica; al respecto, Rodríguez-Romero *et al.*, (1994), encuentran en la Bahía Concepción, Baja California Sur, que existen variaciones en el número de especies y en el índice de riqueza específica que parecen depender de las condiciones ambientales a lo largo del año y a los diferentes tipos de hábitats que se presentan en esta zona. Asimismo, Blaber (1985) encuentra una relación del incremento de la riqueza específica con la variedad del hábitat y los cambios latitudinales, en una laguna hipersalina del sudeste de África.

Lo anterior concuerda con lo expresado por Krebs (1985), quién señala que la mayor riqueza específica se presenta en áreas con mayor variedad de hábitat debido a que, las relaciones intra e interespecíficas, disponibilidad de espacio, refugio, alimento, topografía del sustrato, el grado de exposición de un lugar respecto a corrientes y oleaje, así como características fisicoquímicas del ambiente, afectan la diversidad y la estructura de la comunidad de peces (Krebs, 1985; Williams, 1991; Sale, 1991).

En nuestro caso, los sitios muestreados están caracterizados por ser ambientes insulares con una cobertura coralina alta y gradientes de profundidad fuerte, o rocosos con cobertura de corales bajas, pero constituidas por diferentes tamaños de roca que le proveen una diversidad de sitios para protegerse a los peces, así como gradientes de profundidad fuertes. La existencia de refugio es un elemento primordial para el sostenimiento de las poblaciones de peces arrecifales, y su escasez constituye una limitante para la abundancia. Al respecto, Dale (1978) plantea que los largos períodos de reproducción de los peces tropicales constituyen precisamente una adaptación

que permite a la especie mantener, durante un largo período del año, un stock de nuevos reclutas que van colonizando los espacios que quedan vacíos por la depredación, la pesca o la mortalidad natural.

La composición y la abundancia específicas de los organismos que forman determinada comunidad no son estáticas, aunque mantienen una relativa estabilidad de acuerdo con su grado de madurez (Claro, 1994). Además, la composición de las asociaciones de peces en determinado biotopo puede variar en el tiempo, como resultado de la mortalidad y el proceso de recolonización, en el cual intervienen una serie de factores como por ejemplo, la variabilidad de las condiciones ambientales.

Por otro lado, las familias más representadas en isla Isabel fueron Labridae con 10 especies, Carangidae y Pomacentridae con 8 especies y en Bahía de Banderas, Labridae con 10 especies; Pomacentridae con 8 especies. En el caso de Isla Isabel, estas 3 familias aportan el 27% de las especies que componen la comunidad de peces de arrecife y para Bahía de Banderas estas dos familias aportan el 22%. Lo anterior se debe a que las familias Labridae y Pomacentridae están completamente asociadas al sistema arrecifal y la mayoría de las especies que las componen son residentes permanentes dentro del arrecife (Diana, 1995; Sale, 1991).

La alta representatividad de la familia Carangidae en Isla Isabel puede deberse a que las especies que componen esta familia son carnívoras y visitan comúnmente el arrecife para alimentarse, además de que la isla al encontrarse alejada de la costa promueve que estas especies se reúnan en las inmediaciones de la isla para protegerse de depredadores mayores o para reproducirse, ya que se observaron grandes agregaciones de estas

especies en el lado oeste de la isla, así como para ser limpiados de parásitos por peces mariposa y lábridos (observación personal).

De manera general, la diversidad de la comunidad de peces de la región esta dada principalmente por las familias Labridae, Pomacentridae, Serranidae, Lutjanidae, Haemulidae, Scaridae, Muraenidae, Pomacanthidae, Chaetodontidae y Acanthuridae, que cuentan con especies que las representan en las comunidades arrecifales de la región todo el año, por ejemplo, *T. lucasanum* de la familia Labridae; *C. Atrilobata*, *A. troscheli*, *S. acapulcoensis* y *Stegastes flavilatus* (Gill, 1863) de la familia Pomacentridae.

Es importante mencionar que la alta abundancia de *T. lucasanum* y *C. atrilobata* se debe a que son especies que muestran características tales como: estar compuestas de un gran número de individuos en el sistema arrecifal, poseen tallas pequeñas, forman agregaciones y tienen una variedad de hábitos alimenticios que van desde zooplancton hasta peces e invertebrados, y la duración y frecuencia de sus temporadas reproductivas es alta, así como su fecundidad (Sale, 1991). Además, *T. lucasanum* en su etapa juvenil, tiene como hábito alimenticio crear estaciones de limpieza donde se encargan de eliminar los parásitos de algunos peces (Allen y Robertson, 1998; Goodson, 1988).

La existencia de diferencias significativas en el índice de diversidad de Shannon-Wiener, dada por la prueba *t* de Hutchenson, entre la temporada fría y cálida y por el coeficiente de similaridad de Jaccard, indica que las especies que componen la estructura de la comunidad de isla Isabel son similares en un 65%. Esto significa que la diversidad de la comunidad se modifica, probablemente, a que responde a cambios en las condiciones de temperatura

del agua, debidas a los cambios estacionales en los patrones de circulación oceánica de la región (Badan, 1997), por ejemplo, las especies que sólo se encuentran en temporada cálida: *E. nebulosa*, *C. melampigus*, *S. rivoliana*, *G. cinereus*, *H. steindachneri*, *S. bandanensis*, *B. polylepis*, *C. dumerilii*, *O. meleagris*, son especies netamente de aguas tropicales (relacionadas a temperaturas cálidas de la Corriente costera de Costa Rica) y las especies que sólo se encuentran en temporada fría, la mayoría son más características de aguas frías (relacionadas a la Corriente de California), o de profundidades mayores a las del arrecife y por lo tanto a aguas más frías que las superficiales, que pueden migrar verticalmente hacia las zonas arrecifales por la disminución de la temperatura, con el fin de alimentarse y, en algunos casos, a reproducirse (como en el caso de *Urobatis halleri*, que durante los meses de febrero y principios de marzo se agrupa con este fin en la parte somera del arrecife, observación Personal).

Por otro lado, la estructura comunitaria puede cambiar generalmente por efecto de las fluctuaciones en la abundancia de alguno o algunos de sus componentes, lo cual puede ocurrir como resultado de varios factores: mayor o menor supervivencia de determinada generación, afectaciones a la población por desastres naturales, epidemias, alteraciones de la base alimentaria, etc., (Claro, 1994).



SISTEMA DE BIBLIOTECAS  
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA  
DE NAYARIT



**CAPITULO 7. ESTRUCTURA TROFICA Y GREMIOS ALIMENTICIOS DE  
LOS PECES ASOCIADOS A LOS ARRECIFES Y COMUNIDADES  
CORALINAS DE LA REGION.**

El estudio de la alimentación en los peces constituye, sin duda, uno de los aspectos determinantes, tanto para el conocimiento de la dinámica de los procesos que ocurren en el organismo, como para establecer el complejo de adaptaciones de la especie con el medio, y sus relaciones inter e intraespecíficas. Las relaciones más complejas y multidireccionales del organismo con el medio se establecen a través del alimento (Sierra *et al.*, 1994).

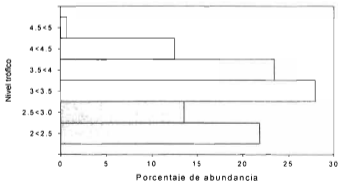
Las especies de peces asociados a los arrecifes de la región se agruparon en niveles tróficos (NT) obtenidos de la Base de Datos *Fishbase* (Froese y Pauly, 2006) ([www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)), los que se asignan con base en la dieta de los peces. De acuerdo con Sierra *et al.*, (1994), la ictiofauna de las aguas tropicales se caracteriza, no sólo por su mayor grado de especialización morfológica, sino también por un mayor grado de generalización de hábitos alimentarios, ya que ambos factores desempeñan un papel determinante en la ordenación de las complejas relaciones tróficas existentes entre los peces que habitan estos ecosistemas tropicales.

Con la información de los niveles tróficos, la estructura de la comunidad de peces se analizó de acuerdo con su estructura trófica. Para esto, una vez que se obtuvo el nivel trófico de cada especie, estas se agruparon en intervalos de 0.5 unidades de nivel trófico. Cuando no existió información acerca de una especie en particular, se utilizó la información de alguna especie relacionada. Una vez que se agruparon, las abundancias de las especies en cada nivel trófico se sumaron y se expresaron en valores porcentuales, donde un NT de 2.0 a 2.5 representa a los herbívoros, 2.5 a 3.0 representa omnívoros, 3.0 a 3.5

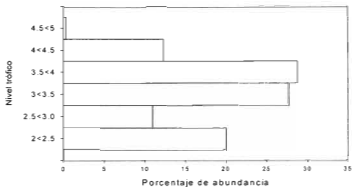
carnívoros intermedios, 3.5 a 4.0 carnívoros terciarios, 4.5 a 5 depredadores tope.

En la figura 12 se observa la estructura trófica determinada para las comunidades de peces de isla Isabel, donde se aprecia que el NT más representado, con un porcentaje de abundancia de especies de 27% del total, corresponde a las especies de peces consideradas como carnívoros intermedios (3.0 a 3.5 NT) y el grupo menos representado (2.5% del total), es el correspondiente a las especies de peces consideradas como depredadores tope (NT 4.5 a 5). Asimismo, durante la época fría (Fig. 13), el grupo dominante es el correspondiente a los carnívoros secundarios y durante la época cálida (Fig. 14), el grupo dominante es el representado por los carnívoros intermedios.

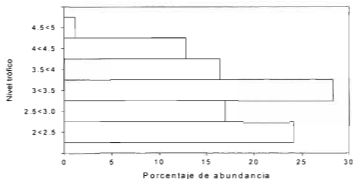
En el anexo VI, se muestran las especies ordenadas de acuerdo con el nivel trófico asignado.



**Figura 12.** Porcentaje de abundancia relativa de peces por niveles tróficos representados en la isla Isabel.



**Figura 13.** Niveles tróficos determinados para la isla Isabel, durante la temporada fría.



**Figura 14.** Niveles tróficos determinados para la isla Isabel, durante la temporada cálida.

Por otro lado, para Bahía de Banderas el grupo dominante fue el de los carnívoros intermedios (Fig. 15), con una ausencia de depredadores tope a

diferencia de isla Isabel, donde si hay representantes de este grupo, lo que puede ser explicado por la lejanía a tierra de esta isla, a diferencia de las Islas Marietas donde además existe una alta actividad de pesca deportiva que se enfoca predominantemente en éste grupo.

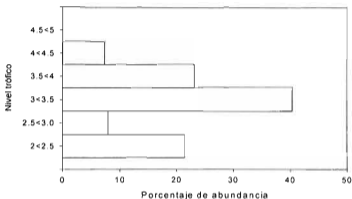


Figura 15. Niveles tróficos determinados para Bahía de Banderas.

En la actualidad, los cambios más frecuentes en la composición de las comunidades, son provocadas por el hombre, siendo una de las más importantes la actividad pesquera, donde una de las primeras manifestaciones es el cambio de la estructura de edades de las especies explotadas.

La sobrepesca del ecosistema generalmente provoca serios cambios en la estructura de la comunidad, de forma tal, que las especies de mayor talla son sustituidas por peces pequeños e invertebrados.

La sobre-explotación de los stocks pesqueros altera dramáticamente la trofodinámica y la estructura comunitaria de los ecosistemas de arrecifes

coralinos (Hughes, 1994; McClanahan et al., 1999; Birkeland, 2004), donde la remoción de los grandes depredadores y competidores altera las estructuras tróficas, a menudo llevando a incrementar la población de las especies presa (Steneck, 1998). La extensión de los efectos de la sobrepesca es difícil de cuantificar debido a la carencia de datos de línea de base existentes "pre-impacto" de cadenas alimenticias (Steneck, 1998; Hughes *et al.*, 2005), como es el caso para el área de estudio donde no existen datos previos de especies.

Recientemente, comparaciones entre áreas abiertas y cerradas a la pesca han mostrado que la sobre explotación humana puede causar "cascadas tróficas", donde las comunidades marinas son dominadas por niveles tróficos bajos (Sala *et al.*, 1998; McClanahan *et al.*, 1999).

Una consideración primaria para los arrecifes coralinos es la pérdida de herbívoros medios a grandes, los que mantienen la dominancia coralina por medio de la reducción de la biomasa algal (Hay, 1981; Hughes, 1994; McCook, 1996; Hughes et al., 1999; Ceccarelli *et al.*, 2006). Es ampliamente reconocido que los peces herbívoros tienen una gran influencia sobre la estructura de las comunidades bentónicas en los arrecifes coralinos (Choat, 1982; Steneck, 1988; Horn, 1989; Glynn, 1990; Hay, 1991 y Hixon, 1996).

Varios autores mencionan que no obstante que los herbívoros generalmente comprenden menos del 25% de la diversidad y biomasa de peces, este bajo porcentaje no refleja su importancia ecológica relativa a otros grupos tróficos. Por ejemplo, las actividades de ramoneo parecen controlar la biomasa de muchas algas dominantes en el arrecife (Wanders 1977; Carpenter, 1986; Steneck, 1988; Hay, 1991; Pennings, 1996; McCook, 1996, 1997; Miller, 1998; Russ y McCook, 1999).

De hecho, Choat (1991), considera que los herbívoros participan activamente en tres procesos fundamentales en los arrecifes coralinos. i) Son un eslabón en el flujo de energía entre los productores primarios y los consumidores remanentes del arrecife (niveles tróficos de carnívoros); ii) Influyen en la distribución, tamaño, composición interna y en la tasa de producción de las plantas del arrecife, y iii) las interacciones entre los peces herbívoros ha sido instrumental en el desarrollo de modelos demográficos y de comportamiento de los peces de arrecife en general.

Donde los grandes herbívoros han sido excluidos o removidos a través de la sobre pesca, se ha reportado que las macroalgas sobrecrecen en los arrecifes y reducen la cobertura de coral vivo (Wanders, 1977; Hughes, 1994, Hay, 1997). La alta cobertura de algas aparentemente inhibe el reclutamiento coralino y en la ausencia de crecimiento coralino activo, la estructura arrecifal es erosionada. Así, a los peces herbívoros se les ha atribuido un papel general en el mantenimiento de la abundancia y diversidad de corales formadores de arrecifes (Ogden y Lobel, 1978; Pennings, 1996).

Numéricamente, las familias más importantes de peces herbívoros en los arrecifes coralinos son: Acanthuridae (cirujanos), Scaridae (Pericos), Siganidae (rabbitfishes), y algunos miembros de las familia Pomacentridae (damiselas) (Choat, 1991). No obstante el presumible papel general, estas familias difieren marcadamente en sus modos de alimentación, comportamiento y los probables impactos sobre las comunidades bénticas (Steneck, 1988; Horn, 1989). Los mayores efectos de la alimentación están generalmente atribuidos a las primeras tres familias, que contribuyen para una gran proporción de la biomasa herbívora y pueden tener un modo destructivo de

alimentación que es capaz de excavar la matriz arrecifal (Bellwood y Choat, 1990).

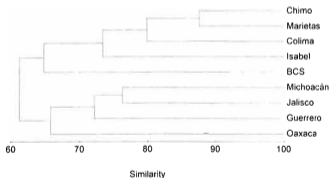
Por otro lado, a los peces damisela se les ha atribuido un importante papel en la determinación de la distribución y abundancia de corales. Wellington (1982), propone que los peces damisela juegan un importante papel en la determinación de la profundidad de zonación de los corales masivos y ramificados en las aguas someras, facilitando el asentamiento de especies ramosas del género *Pocillopora*. En aguas profundas, la ausencia de complejidad topográfica limita la población de damiselas, permitiendo que las colonias masivas de *Pavona gigantea* logren grandes abundancias. Esto último indica que los efectos en los corales varían con las especies y morfologías de los corales. Al respecto, Wellington (1982) cuantificó la mortalidad de colonias de *P. gigantea* dentro y fuera de los territorios de *S. acapulcoensis* en un arrecife de borde en el Golfo de Panamá, encontrando que aproximadamente el 90% de la mortalidad de las colonias ocurre dentro de los territorios de las damiselas en aguas someras y casi el 100% en aguas profundas.

Ceccarelli *et al.*, (2001), menciona que los peces damisela claramente influyen en la abundancia y diversidad de corales en la escala de territorios individuales, contribuyendo potencialmente a la fragmentación local en la distribución de corales. Existen al menos 6 diferentes mecanismos por los cuales los peces damisela pueden afectar directa o indirectamente el reclutamiento coralino o la abundancia. Algunos de estos pueden reducir la abundancia de coral mientras que otros pueden facilitar el reclutamiento y crecimiento de ciertas especies.



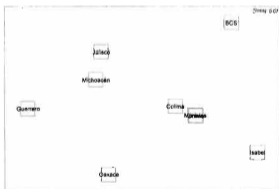
**CAPITULO 8. RELACIONES REGIONALES Y ZOOGEOGRAFIA DE LOS  
PECES ASOCIADOS A LOS ARRECIFES Y COMUNIDADES DEL PACIFICO  
MEXICANO.**

De manera similar a lo realizado con los datos de especies de corales formadores de arrecife, se construyó una matriz de datos de presencia- ausencia de peces asociados a las zonas arrecifales del área de estudio, los cuales se complementaron con información de varias localidades del Pacífico mexicano, obtenida de la base de datos de peces generada en el proyecto Semarnat-Conacyt-2002-C01-0189, cuyo responsable es el Dr. Luis Calderón Aguilera. A partir de esta, se generó una matriz de similitud utilizando el índice de similitud de Bray-Curtis, a partir de la ésta última, se realizó un análisis de agrupamiento usando el método UPGMA (análisis de promedio del grupo no ponderado) y se obtuvo un dendrograma de agrupamiento (Fig. 16) donde se observa la conformación de dos grupos bien diferenciados.



**Figura 16.** Dendrograma de agrupamiento de peces asociados a las zonas arrecifales del Pacífico mexicano.

En el primero de ellos, se asocian las localidades correspondientes a los estados de Baja California Sur, Nayarit y Colima y el segundo agrupa a las localidades ubicadas en los estados de Jalisco, Michoacán, Guerrero y Oaxaca. Asimismo, se realizó el análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS), con el fin de determinar con eficiencia la existencia de asociaciones cualitativas entre los sitios (Clarke y Warwick, 2001), el NMDS muestra claramente el arreglo espacial de esta asociación (Fig. 17), donde se aprecia que las asociaciones de peces de arrecife presentes en Bahía de Banderas (Chimo y Marietas), están muy estrechamente relacionados con las que ocurren en la costa de Colima, y por otra parte, existe una mayor similitud entre las asociaciones presentes en los estados del Pacífico Sur.



**Figura 17.** Análisis de escalamiento multidimensional no métrico (NMDS) de presencia-ausencia de peces de arrecife en localidades del Pacífico mexicano.

Es interesante destacar la existencia de una asociación mas estrecha entre las comunidades de peces de la región norteña del POT con las de Colima, que con las comunidades de peces de la costa de Jalisco, y a su vez estas últimas con las comunidades de la región sur del POT. En cierto modo, es entendible la existencia de una fuerte asociación entre las comunidades de peces de Nayarit con aquellas de Baja California Sur, por lo discutido con relación a los patrones de colonización de corales y a lo encontrado por Victor *et al.*, (2001), quienes mencionan que los eventos ENSO favorecen la extensión de rango de varias especies de peces con afinidad Indo-Pacífico hacia esta región, debido a la alteración de los patrones normales de circulación oceánica. Tal es el caso de los nuevos registros para la región *S. bandanensis* y *T. virens*, mencionados anteriormente.

Al respecto, Victor *et al.*, (2001), mencionan que entre los lábridos, las tasas de asentamiento observadas al final del ENSO 1997-98 (en Galápagos, el Atolón Clipperton y Baja California) fueron relativamente altas, especialmente para las especies más tropicales y las de amplia distribución del Indo-Pacífico. Además de que, dos especies de lábridos extendieron su rango conocido en la región, *S. bandanensis*, una especie de amplia distribución del Indo-Pacífico, tuvo un alto reclutamiento hacia las Islas Galápagos en el sur y hacia el Mar de Cortés en el norte; y *T. virens*, una especie previamente conocida solamente en el Archipiélago de Revillagigedo y el Atolón Clipperton, se estableció en gran número en Baja California.

Esta expansión de rango durante el ENSO puede explicarse por la alteración de los flujos de corrientes en la región (Glynn y Ault, 2000). El patrón normal de corrientes es de flujo al oeste al norte de la latitud 1° 00'N (la

Corriente Nor Ecuatorial, CNE) y al sur del ecuador (la Corriente Sur Ecuatorial, CSE), y con una fuerte corriente fluyendo hacia el este ocupando la parte central de la región (la Contracorriente Nor Ecuatorial, CCNE). Un cambio de unos pocos grados hacia el norte o sur en cualquiera de estas corrientes puede exponer a cualquiera de los grupos de islas oceánicas a fuertes flujos en ambas direcciones.

Richmond, (1990), menciona que durante el ENSO, el flujo hacia el este de la CCNE se incrementa marcadamente en velocidad y volumen, haciendo mucho más fácil para las larvas cruzar desde el Pacífico central. Asimismo, esta masiva acumulación de agua en la cuenca oceánica fuerza corrientes hacia el norte a lo largo de la costa de Centroamérica (la Corriente Costera de Costa Rica, CCCR) hacia Baja California y hasta el Sur de California. Por otro lado, la fría Corriente de California es empujada mar adentro y el transporte de peces tropicales hacia el sur de California se incrementa (Lea y Rosenblatt, 2000). Existe, también un incremento en el flujo hacia el sur desde la costa de Centroamérica (la Corriente de Panamá), la cual puede llevar agua cálida hacia las Islas Galápagos desde el este.

El aumento en la presencia de especies tropicales hacia Baja California, puede ser explicado por el incremento en el flujo de la CCCR. En el caso de *S. bandanensis* y *T. virens*, las larvas pueden ser recogidas en el Atolón de Clipperton y transportadas hacia el este por la CCNE y luego hacia el norte por la CCCR (Victor *et al.*, 2001).

Sin embargo, ¿porque se asocian más con las comunidades de peces de Colima que con las de Jalisco? Una posible explicación a esta pregunta puede ser, que lo anterior se deba a que los sitios donde se obtuvo la

información, corresponden a arrecifes de franja y rocosos muy similares a los encontrados en la costas e islas de la región de estudio.

Por otro lado, no se puede descartar la posibilidad de que esto sea resultado de la influencia antropocéntrica en las comunidades de peces de Colima, producto del intenso movimiento de embarcaciones transoceánicas, debido al intercambio económico de México con los países de Asia y la comunicación rutinaria con el Archipiélago de Revillagigedo por parte de embarcaciones de la Armada de México, y que acarrear en sus aguas de lastre una diversidad de larvas (entre ellas de peces) que liberan en el Puerto de Manzanillo en el proceso de carga y descarga de mercancía. Esta situación, no solamente se refleja en las comunidades de peces, sino también en las de corales formadores de arrecife.

**CAPITULO 9. IMPACTOS NATURALES Y ANTROPOCENTRICOS SOBRE  
LOS ARRECIFES, COMUNIDADES CORALINAS Y PECES DE LA REGIÓN.**

El ambiente marino del Pacífico Oriental Tropical (POT) es muy dinámico y geográficamente variable. De hecho, es uno de los ambientes costeros más dinámicos de las regiones tropicales, debido a la influencia regular de El Niño o los eventos El Niño-Oscilación del Sur. El POT es más fuertemente afectado por este fenómeno que cualquier otra región tropical (Robertson y Allen, 2002). Además de la influencia de este tipo de eventos que modifican la climatología de la región y tienen un efecto a escala global, en esta zona se tiene la incidencia de tormentas tropicales y huracanes; también, al ser una zona de transición oceanográfica, estacionalmente se encuentra sometida a cambios en las masas de agua, producto de la predominancia de los sistemas de corrientes oceánicas que confluyen en la región, con sus consecuentes efectos sobre la fauna marina.

Por otro lado, la presencia de zonas coralinas en la región, ha despertado el interés turístico, que aunado a la actividad pesquera en la región, impone una fuerte presión sobre estas áreas.

## **9.1. Impactos naturales.**

### **9.1.1. Evento de blanqueo de coral.**

La mayoría de los corales viven en asociación simbiótica con las microalgas unicelulares conocidas como zooxantelas. Estas algas microscópicas viven dentro del tejido del coral, donde las zooxantelas producen compuestos ricos en energía a través de la fotosíntesis, proveyendo de una fuente de alimento que es absorbido y utilizado por el coral (Marshall y Schuttenberg, 2006). En general, los corales son altamente dependientes en



esta relación simbiótica, recibiendo hasta el 90% de sus requerimientos energéticos en esta forma (Muscatine, 1990).

Se conoce como blanqueamiento, al fenómeno mediante el cual los corales que son expuestos a condiciones ambientales extremas, pierden sus dinoflagelados simbióticos, lo cual produce la pérdida de coloración (Iglesias-Prieto *et al.*, 2003).

La causa primaria de la mayoría de los eventos masivos de blanqueo de coral que se han reportado en las últimas dos décadas se relacionan a la presencia de temperaturas de la superficie del mar anormalmente alta (Hoegh-Guldberg, 1999; Buddemeier *et al.*, 2004; Brown, 1997; Coles y Brown, 2003).

En agosto de 2004, la zona de isla Isabel fue afectada por un sobrecalentamiento de la superficie del mar, en donde se registraron temperaturas por encima de 30°C durante un período de 2 semanas. Este aumento de temperatura aparentemente provocó que se presentara un evento de blanqueo de coral que afectó a las áreas coralinas de la isla.

Con el fin de evaluar la extensión e impacto de este evento sobre las comunidades coralinas, se llevaron a cabo 19 transectos de banda (20 x 1m), en agosto y octubre de 2004, para obtener la cobertura coralina y el estado de las colonias (con blanqueo, sin blanqueo o muertas), en varios puntos de muestreo alrededor de la isla. Asimismo, se obtuvieron datos de temperatura del agua *in situ* y a partir de imágenes de satélite de la zona.

En la figura 18 se muestran los porcentajes por especie de: cobertura total de coral vivo, blanqueado y muerto para el período de agosto a octubre de 2004; se observa que la especie más afectada por el evento fue *P. lobata* (98% blanqueado, 27.5% muerto). En la figura 19 se aprecia que alrededor del 10%

de la cobertura de coral vivo se blanqueó durante el evento (70% cobertura relativa) y de este, murió alrededor del 1.87% (13.45% cobertura relativa).

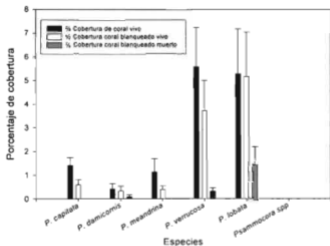


Figura 18. Porcentaje de cobertura por especies de coral vivo, blanqueado y muerto durante el evento de agosto-octubre de 2004.

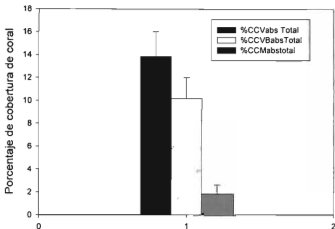
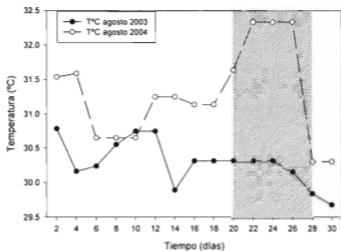


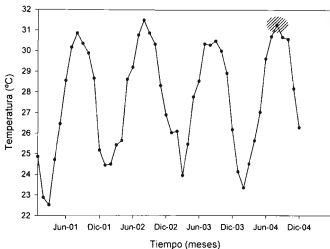
Figura 19. Cobertura de coral total absoluta de coral vivo, blanqueado y muerto durante el evento de agosto-octubre de 2004.

Los valores de temperatura máxima registrada *in situ* durante el desarrollo del evento fue de 31.6° C, 1°C por encima del promedio para los meses de agosto-septiembre (30.7°C). Con el fin de comparar estos datos con los del año anterior, se graficaron los valores de temperatura correspondientes a agosto de 2004 y 2003 respectivamente, en la figura 20 se observa que durante los días que inició el evento existe una diferencia de cerca de 2°C entre 2004 y 2005.



**Figura 20.** Comparación de temperaturas de la superficie del mar entre agosto de 2004 y 2003. La zona sombreada indica los días en los cuales inicio el evento de blanqueo.

Para estimar si estas diferencias en temperatura muestran alguna periodicidad en la región se analizaron los datos de temperatura de la superficie del mar desde 2001 a 2004, los cuales se muestran en la figura 21, donde se aprecia que existe cierta periodicidad bianual en el comportamiento de la temperatura superficial del agua en la zona, lo cual puede ser indicativo de que estos eventos de blanqueamiento puedan ser periódicos en las comunidades coralinas de la isla.



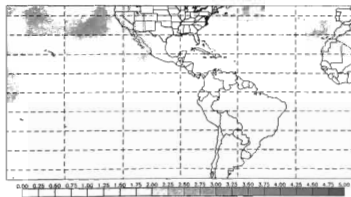
**Figura 21.** Serie de tiempo de temperatura de la superficie del mar en la isla Isabel durante el período de enero de 2001 a diciembre de 2004.

Para corroborar que el evento de blanqueamiento fue provocado por el incremento en la temperatura superficial del mar en los alrededores de la isla Isabel, se consultó la información generada por la Administración Nacional del Océano y la Atmósfera (NOAA) de los Estados Unidos obtenida de sensores remotos y que esta disponible en Internet en la dirección URL: <http://coralreefwatch.noaa.gov/satellite/> en forma de cartas sinópticas de a) anomalías de temperatura, expresadas como "Hot Spots", donde se resaltan únicamente las regiones en las cuales la temperatura superficial del mar es un grado mayor que la temperatura máxima esperada para verano. Las anomalías

mayores a 1.0°C se resaltan en Amarillo a rojo y estos colores generalmente indican blanqueo potencial de coral.

En la figura 22 se muestra la carta de anomalías para agosto de 2004, donde se aprecia que la zona de estudio, las anomalías de temperatura tienen un valor entre 3 y 4°C por encima del promedio, lo cual es indicador de un posible evento de blanqueo, ya que se ha observado que incrementos de solamente 1-2°C por encima del promedio de verano, pueden disparar eventos de blanqueo masivo debido a que los corales viven muy cerca de sus límites térmicos máximos (Hoegh-Guldberg, 1999; Coles y Brown, 2003).

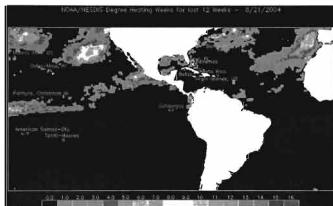
NOAA/NESDIS 50km SST - Maximum Monthly Climatology (C), 8/24/2004



**Figura 22.** Carta de anomalías de temperatura para el 24 agosto de 2004.

Asimismo, se utilizó otra herramienta diseñada por la NOAA que son las cartas de "Semanas de exposición al calentamiento" (Degree Heating Weeks), la que se muestra en la figura 23, y donde se observa que la región estuvo

expuesta a 6 DHWs (degree heating weeks), con lo cual el estrés térmico sobre las comunidades coralinas provocó el blanqueamiento.



**Figura 23.** Carta de semanas de exposición al calentamiento para la región del Pacífico Tropical.

Después de 3 meses de ocurrido el evento, los corales aparentemente se recuperaron, teniendo una mortalidad total del 2%. Esta aparente recuperación de los corales, se estimó una vez que los corales volvieron a capturar las zooxantelas del medio, sin embargo, con estos datos, no es posible establecer que tan afectados fueron los corales desde el punto de vista fisiológico, ya que dependiendo de la intensidad y duración del estrés térmico, el blanqueamiento puede resultar en una mortandad masiva de coral, con el consecuente impacto en el ecosistema o en un evento reversible sin mayores

efectos sobre la comunidad coralina (Hoegh-Guldberg, 1999), como puede ser éste caso.

## **9.2. Impactos antropogénicos.**

### **9.2.1. Encallamiento de barco.**

Los días 5 al 7 de agosto de 2005 encalló en el área de playa Las Monas la embarcación con nombre Lucky Days II de entre 30 y 40 pies de eslora. Con el fin de evaluar el impacto ocasionado por el encallamiento, el día 9 de agosto de 2005, se llevó a cabo un reconocimiento submarino en el arrecife de playa Las Monas, donde se hizo el levantamiento de la zona dañada por medio de cuadrantes de 1m<sup>2</sup> de área, se midió el área total en donde ocurrió el encallamiento y se filmó un video submarino en formato VHS para documentar gráficamente los daños a la estructura arrecifal.

La zona donde ocurrió el encallamiento tiene un área de aproximadamente 400 m<sup>2</sup>, de los cuales 42 m<sup>2</sup> presentaron daño muy severo. Se encuentra ubicada frente a playa Las Monas (Fig. 24), es una estructura arrecifal formada principalmente por restos esqueléticos de corales del Género *Pocillopora*, colonias vivas de *Pocillopora verrucosa* y *Porites lobata*, estas últimas formando estructuras conocidas como micro atolones. Esta estructura se localiza en un intervalo de profundidad de 1 a 4 m. Además de corales, el fondo presenta comunidades de algas formadas principalmente por *Padina sp.*, y asociadas a estas comunidades de algas y corales es común observar la presencia de peces de las familias Pomacentridae, Labridae, Scaridae y Acanthuridae, y los géneros más representados son *Stegastes*, *Thalassoma*, *Halichoeres*, *Scarus*, *Acanthurus* y *Prionurus* respectivamente. Asimismo, es



común encontrar estrellas de mar como *Pharia pyramidata* y *Phalaria unifascialis*, así como los erizos *Diadema mexicanum*, *Eucidaris thouarsii* y *Toxopneustes roseus*.

Los 42 m<sup>2</sup> con daños severos se distribuyeron en 3 sitios dentro de la zona de impacto, los que se describen a continuación:

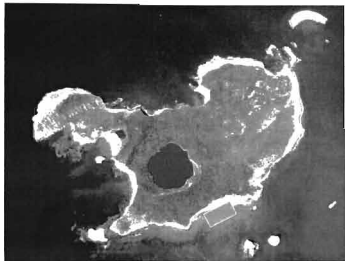
Area 1 (A1): 19 m<sup>2</sup>, de ésta, 5.99 m<sup>2</sup> corresponden a 23 colonias de *Porites lobata*, principalmente en colonias con forma de micro atolones, y 13.01 m<sup>2</sup> a estructura arrecifal de *Pocillopora*, (estructura base del arrecife).

Area 2 (A2): 12 m<sup>2</sup>, de los cuales 6.81 m<sup>2</sup> corresponden a 10 colonias de *P. lobata* (micro atolones) y 5.19 m<sup>2</sup> a *Pocillopora*, distribuidos en 5 colonias de *Pocillopora verrucosa* (1.47 m<sup>2</sup>) y 3.72 m<sup>2</sup> a la estructura arrecifal base.

Area 3 (A3): 11 m<sup>2</sup>, de los cuales 10.92 m<sup>2</sup> corresponden a *Pocillopora* (1.29 m<sup>2</sup> correspondientes a 21 colonias de *P. verrucosa* y 9.63 m<sup>2</sup> a la estructura arrecifal base).

La mayoría de las colonias de *P. lobata* muestran destrucción total y en menor cantidad fueron fragmentadas partes de las colonias. En el caso de *P. verrucosa* la mayor cantidad de colonias fueron fragmentadas y desprendidas completamente del sustrato, sólo 5 colonias presentaron fracturas parciales.

En virtud de que la zona es relativamente somera, la exposición al oleaje es muy probable que no permita la recuperación de las colonias fragmentadas y desprendidas del sustrato ya que es muy posible que estos fragmentos sean transportados, erosionados y depositados en la playa. Por lo anterior, se recomienda llevar a cabo acciones de restauración de colonias de coral por medio de técnicas apropiadas para el caso, así como establecer un programa de monitoreo para evaluar la recuperación del área.



**Figura 24.** Localización del la zona daño severo.

### **9.2.2. Efectos de la actividad humana sobre las comunidades coralinas.**

Además de los efectos de la actividad pesquera sobre las relaciones tróficas en las comunidades de peces de Isla Isabel y Bahía de Banderas, discutidas en párrafos anteriores, en este apartado se documenta otro tipo de efecto de esta actividad, que incide directamente sobre las colonias de coral y por ende sobre la estructura física y ecológica del arrecife.

La isla Isabel tradicionalmente ha albergado un campamento pesquero desde hace más de 80 años, el cual es utilizado como base de operaciones por

pescadores procedentes en su mayor parte del puerto de San Blas y de Boca de Camichín, Nayarit (CONANP, 2005).

En éste sitio, se determinó la existencia de 3 problemas principales asociados con la actividad pesquera: a) Destrucción de colonias por efecto de anclas; b) por redes y líneas de pesca, y c) acumulación de basura. Los sitios más afectados son: la ensenada Tiburoneros, la zona alrededor de Las Monas y la zona interior del Cerro Pelón (Fig. 25).

La ensenada tiburoneros, donde existe una estructura arrecifal desarrollada, es el sitio donde se presentaron los tres tipos de problemas, debido a que es aquí donde hacen su arribo los pescadores con sus embarcaciones para descargar sus productos y pernoctar, ya que en la zona de playa se encuentra ubicado el campamento; de tal manera que es la área con la mayor intensidad de anclajes y por lo tanto, la que presenta un mayor daño por fragmentación y volcamiento de colonias, así como por restos de redes y líneas de pesca enredadas en las colonias.



De acuerdo con Dinsdale y Harriot (2004), los anclajes provocan daño a los arrecifes coralinos durante el asentamiento en el fondo, recobre y suspensión del ancla, ya que esta provoca el rompimiento, fragmentación o volcado de las colonias conforme el ancla cae hacia el sustrato; además, un daño posterior se ocasiona al recobrar el ancla ya que en muchas ocasiones esta queda atorada en alguna colonia y al tratar de desatorarla desprenden completamente la colonia del sustrato, con la posterior muerte de la misma.

De tal forma que si los corales mueren, la estructura tridimensional característica de los arrecifes, que es esencial para mucho de los bienes y servicios que proveen, se perderá a través de la erosión natural física y biológica como el oleaje, las tormentas, tsunamis, depredadores y otros factores que afectan a los corales fragmentándolos hasta llevarlos a guijarros (Nellemann y Corcoran, 2006).

En el caso de Bahía de Banderas, la actividad principal que se desarrolla en las áreas coralinas es el turismo, principalmente el buceo autónomo y libre (snorkeling), siendo las islas Marietas el sitio más visitado por poseer la mayor diversidad de peces y corales de la Bahía, situación por la cual son uno de los sitios con mayor interés para el desarrollo de estas actividades turísticas (Cupul-Magaña *et al.*, 2000), donde la costa este de la isla Redonda es la que mayor actividad presenta, por estar más protegida del viento y el oleaje, tener un gradiente de profundidad mayor y un paisaje submarino más variado y atractivo que la isla Larga.

Sin embargo, las comunidades coralinas de este lugar muestran los efectos negativos provocados por años de malas prácticas de buceo, entendiéndose como práctica de buceo, desde subir a la embarcación, anclaje en

el sitio y la realización de la actividad. En el caso de las embarcaciones turísticas que prestan este servicio, es práctica común llegar a éste lugar y arrojar sus anclas para iniciar la actividad, lo que provoca en algunos casos que estas anclas caigan sobre las colonias fragmentándolas y destruyéndolas; esta situación es común en prácticamente todos los arrecifes del mundo. Dinsdale y Harriot (2004), consideran que este es uno de los principales problemas en los arrecifes coralinos porque, las embarcaciones que transportan turistas, pueden causar serios daños físicos por el mal manejo las anclas.

Aunado a lo anterior, los turistas representan un peligro potencial al patear, pisotear, arrodillarse o sentarse sobre el bentos, así como por el contacto del coral con las manos, causando un daño ecológico considerable (Hawkins y Roberts, 1992; Roupheal e Inglis, 1995). Todos esos daños, además de hacer al arrecife menos atractivo, pueden acelerar la dispersión de las enfermedades en los corales (Roberts y Hawkins, 2000; Harriot, 2002) y, ocasionar la pérdida de otros organismos que habitan en el arrecife, lo que se refleja en desequilibrios ecológicos importantes e irreversibles y una mala experiencia para los subsecuentes visitantes (Salm, 1986; Ward, 1990), dejando grandes pérdidas económicas para la región.

**CAPITULO 10. CONTRIBUCIÓN AL MANEJO DE LAS AREAS NATURALES  
PROTEGIDAS MARINAS DE LA REGION.**

Considerando que en el área geográfica objeto de este estudio, existen dos Parques Nacionales y una Reserva de la Biosfera, en las cuales éste trabajo incide directamente, es importante que la información generado por el mismo contribuya significativamente al manejo del área.

El Parque Nacional Isla Isabel (PNII) se decretó en el año de 1980, sin embargo, sólo se consideró la parte terrestre en el decreto, dejando la parte marina sin esquema de protección alguna. No obstante, en la elaboración del Programa de Conservación y Manejo del Parque, se establece la parte marina como zona de influencia y se propone la realización de los estudios técnico justificativos para ampliar el perímetro del Parque hacia la zona (CONANP, 2005).

Por su parte, el Parque Nacional Islas Marietas (PNIM), fue decretado el 25 de Abril de 2005 y a diferencia del PNII, aquí si se consideró la parte marina dentro del mismo, con el esquema de zona de amortiguamiento (Diario Oficial de la Federación, 2005).

Bajo este contexto, los resultados de éste trabajo son importantes, ya que es posible considerarlo como el primero que hace una descripción técnica de la estructura de la comunidad de corales y peces de arrecife, ya que no sólo establece los elencos sistemáticos de cada uno de los parques (en el caso del PNII los describe por primera vez), sino que analiza la problemática natural y de origen antrópico en los mismos. Asimismo, al tener un registro sistemático en tiempo y espacio de datos de riqueza y abundancia de especies, permite establecerlos como línea de base para estudios similares futuros y fundamentalmente para el establecimiento del componente de monitoreo de los Programas de Conservación y Manejo de los dos Parques. A este respecto,



Rogers *et al.*, (2001), mencionan que, el establecimiento de programas de monitoreo de largo plazo, entendiéndolos como la inspección repetitiva de organismos o variables ambientales en el tiempo para auxiliarnos a entender una variedad de procesos naturales, puede proveer información acerca de abundancia de biota, diversidad del sitio, condición de hábitats particulares y cambios en el ambiente. Asimismo, también puede permitir el predecir los efectos de las actividades humanas en los procesos ecológicos y auxiliar en los procesos de toma de decisiones. Sin un banco de datos de largo plazo, es muy difícil tomar las decisiones apropiadas sobre si y como un ambiente natural necesita ser administrado.

Considerando lo anterior, se estableció en acuerdo con la Administración de los Parques, la implementación de un programa de monitoreo marino, tomando como base los resultados de éste estudio.

## CAPITULO 11. CONCLUSIONES

La estructura ecológica de las comunidades coralinas estudiadas confirman las hipótesis planteadas en este trabajo, en virtud de que las regiones insulares de Nayarit presentaron valores mayores de riqueza, cobertura, diversidad y equidad de especies que la costa de Bahía de Banderas y el sur de Nayarit, siendo la isla Isabel el sitio con mayor cobertura y diversidad de toda la región.

Con relación a la estructura comunitaria de los peces asociados a los arrecifes, el resultado fue similar al de las comunidades coralinas, lo cual era de esperarse, estas presentaron mayor riqueza, diversidad y abundancia de especies que la zona costera; donde nuevamente la isla Isabel resaltó como el sitio más rico y diverso de la región. Asimismo, los cambios estacionales en la circulación oceánica influyen en la composición de la comunidad. Por otro lado, la estructura trófica determinada para ambos sitios, muestra evidencias de impacto por pesca en los niveles tróficos superiores, principalmente en Bahía de Banderas.

Al presentar las islas los valores más altos en los descriptores de las comunidades de corales y peces asociados, implica una mayor complejidad ecológica que la zona costera, debido a que se incrementan las interacciones dentro y entre los diferentes niveles de organización, así como con la diversidad e interacción de rutas tróficas del ecosistema.

Las relaciones regionales determinadas en ambas comunidades confirman la existencia de dos patrones de dispersión y colonización de especies: a) la ruta "tradicional" de Centroamérica hacia la costa mexicana, a través de la Corriente Costera de Costa Rica y b) del Archipiélago de Revillagigedo hacia las islas de Nayarit, modulada por los eventos El Niño.

Con lo anterior, se confirma la importancia de las islas de Nayarit como puentes de colonización de especies hacia la costa continental mexicana.

Los impactos naturales más importantes que inciden sobre la estructura comunitaria de corales y peces asociados, son los eventos El Niño que, modifican las condiciones de circulación oceánica en la región y el incremento en temperatura de la superficie del mar. Por otro lado, los impactos humanos son debidos a las actividades relacionadas con el turismo y la pesca que se desarrollan en los Parques Nacionales de la región que son los sitios que albergan la mayor riqueza de especies de corales y peces.

## 12. Literatura Citada.

- Allen, G.R. y D.R. Robertson. 1998. **Peces del Pacífico Oriental Tropical**. CONABIO-Sierra Madre. México. 327 p.
- Almany, G. R. 2004. Does increased habitat complexity reduce predation and competition in coral reef fish assemblages? *Oikos* 106: 275\_284.
- Álvarez, A.D. y M. Gaitán. (1994). **Lagunas costeras y el litoral mexicano: Geología**. En: De-la-Lanza G. y C. Cáceres (Eds.). **Lagunas Costeras y el Litoral Mexicano**. Universidad Autónoma de Baja California Sur, México, pp. 13-74.
- Badan, A. 1997. **La Corriente Costera de Costa Rica en el Pacífico Mexicano**. En: M.F. Lavín (Ed.), **Contribuciones a la Oceanografía Física en México**. Monografía No. 3, Unión Geofísica Mexicana, p. 99-112.
- Barranco-Servín, M. 2004. **Variación Temporal y Espacial en la Ictiofauna Asociada al Arrecife de Coral, en la Bahía de "La Entrega" Huatulco, Oaxaca**. Tesis Licenciatura, Universidad del MAR, Oaxaca, México. 66 pp.
- Barrientos-Villalobos, J. 2000. **Diversidad y Abundancia de la Ictiofauna de los Arrecifes Coralinos del Parque Nacional Huatulco, Oaxaca**. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Puebla, México. 54 pp.
- Beltrán Ramírez, V.H. 1999. **Estructura de la Comunidad de Siete Zonas Coralinas del Sur del Golfo de California**. Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, Baja California Sur, México.

- Bellwood, D.R. and J.H. Choat. 1990. A functional analysis of grazing in parrotfishes (Family Scaridae): the ecological implications. *Environmental Biology of Fishes*, 28:189–214.
- Birkeland, C. 2004. Ratcheting down the coral reefs. *Bio-Science* 54:1021–1027.
- Blaber, S.J.M. 1985. The ecology of fishes of estuaries and lagoons of the Indopacific with particular reference to southeast Africa. *En: Yáñez-Arancibia (ed.), Fish Community Ecology in Estuaries and Coastal Lagoons: Towards and Ecosystem Integration*. Universidad Nacional Autónoma de México, México, 654 pp.
- Bohnsack, J.A. and S.P. Bannerot. 1986. A Stationary Visual Census Technique for Qualitative Assessing Community Structure of Coral Reef Fishes. National Oceanic and Atmospheric Administration Technical Report NMFS 41. Department of Commerce, U.S.A. 15 pp.
- Brown, B.E. 1987. Worldwide death of corals- natural cyclical events or man-made pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 18: 9-13.
- Brown, B.E. 1997. Coral bleaching: causes and consequences. *Coral Reefs*, 25: 75-87.
- Buddemeier, R.W., J.A. Kleypas and R. Aronson. 2004. **Coral Reefs and Global Climate Change: Potential Contributions of Climate Change to Stresses on Coral Reefs Ecosystems**. Pew Center on Climate Change 56 pp.
- Carpenter, R. C. 1986. Partitioning herbivory and its effects on coral reef algal communities. *Ecological Monographs* 56: 345-363.

- Carriquiry, J.D. and H. Reyes-Bonilla, 1997, Community Structure and Geographic Distribution of the Coral Reefs of Nayarit, Mexican Pacific. *Ciencias Marinas* 23: 227-248, México.
- Carriquiry, J.D., A.L. Cupul-Magaña, F. Rodríguez-Zaragoza and P. Medina-Rosas. 2001. Coral bleaching and mortality in the Mexican Pacific during the 1997-98 El Niño and prediction from remote sensing approaches. *Bulletin of Marine Science*, vol. 69(1):237-250.
- Ceccarelli, D.M., G.P. Jones and L.J. McCook. 2001. Territorial damselfish as determinants of the structure of benthic communities on coral reefs. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 2001, 39:355-389.
- Ceccarelli, D.M., T.P. Hughes and L.J. McCook. 2006. Impacts of simulated overfishing on the territoriality of coral reef damselfish. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 309:255-262.
- Cesar, H., L. Burke and L. Pet-Soede. 2003. **The Economics of Worldwide Coral Reef Degradation**. Cesar Environmental Economics Consulting: Arnhem (Netherlands), 23 pp.
- Choat, J. H. 1982. Fish feeding and the structure of benthic communities in temperate waters. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13:423-449.
- Choat, J. H. 1991. The biology of herbivorous fishes on coral reefs. pp. 120-155. In: P. F. Sale, (ed.) **The Ecology of Fishes on Coral Reefs**. Academic Press, San Diego, CA, 92101, 754 pp.
- Choat, J. H., and D. R. Bellwood 1991. Reef fishes: their history and evolution. pp 39-66. In: P. F. Sale, (ed.) **The Ecology of Fishes on Coral Reefs**. Academic Press, San Diego, CA, 92101, 754 pp.

- Clarke, K.R. and R.M. Warwick. 2001. **Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation**. Primer-E, Plymouth. 172 p.
- Claro, R. 1994. Características generales de la ictiofauna. En: Claro, R. (Ed.) **Ecología de los Peces Marinos de Cuba**. Centro de Investigaciones de Quintana Roo, México. 538 pp.
- Coles, S.L. and B.E. Brown. 2003. Coral bleaching –capacity for acclimatization and adaptation. *Advances in Marine Biology*, 46:183-223.
- CONANP. 2005. Programa de Conservación y Manejo del Parque Nacional Isla Isabel, México. Comisión Nacional de Areas Naturales Protegidas, 164 pp.
- Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199 (4335):1302-1310.
- Cupul-Magaña, A.L., O.A. Franco Pérez y F.A. Rodríguez Zaragoza. 1998a. Estructura de las comunidades coralinas hermatipicas de la zona de Bahía de Banderas, Jalisco. *Memorias del XI Congreso Nacional de Oceanografía*, p. 100. México.
- Cupul-Magaña, A.L., F.A. Rodríguez Zaragoza y O.A. Franco-Pérez. 1998b. Comunidades coralinas de Bahía de Banderas: diferencias entre la costa norte y sur de la bahía. *Memorias del XI Congreso Nacional de Oceanografía*, p. 102. México
- Cupul-Magaña, A.L., O.S. Aranda Mena, P. Medina Rosas y V. Vizcaino-Ochoa. 2000. Comunidades Coralinas de las Islas Marietas, Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México. *Revista Mexicana*.



- Dana, T.F. 1975. Development of contemporary eastern Pacific coral reefs. *Marine Biology*, vol. 33:355-474.
- De La Lanza E., G. y C. Cáceres. 1994. **Lagunas costeras y el litoral mexicano**. Universidad Autónoma de Baja California Sur.
- Diana, J.S. 1995. **Biology and Ecology of Fishes**. COOPER, USA. 441 pp.
- Diario Oficial de la Federación. 2006. AVISO por el que se informa al público en general, que la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales ha concluido la elaboración del Programa de Manejo del Área Natural Protegida con el carácter de Parque Nacional Isla Isabel, ubicada frente a las costas del Estado de Nayarit, establecida por Decreto Presidencial publicado el 8 de diciembre de 1980. Presidencia. Secretaría de Gobernación, Estados Unidos Mexicanos. Edición del 16 de Junio de 2006.
- Dinsdale, E.A. and V.J. Harriot. 2004. Assessing anchor damage on coral reefs: A case of study in selection of environmental indicators. *Environmental Management*, vol., 33(1):126-139.
- Dubinsky, Z. 1990. **Ecosystems of the World 25. Coral Reefs**. Elsevier, Netherlands. 549 pp.
- English, S., C. Wilkinson y V. Baker. 1997. **Survey Manual for Tropical Marine Resources**. 2<sup>nd</sup> Ed. Australian Institute of Marine Science, Press. Townsville, Australia.
- Eschmeyer, W.N. 2003. Introduction to the series Annotated Checklists of Fishes. California Academy of Science. Annotated Checklists of Fishes No. 1. 5 pp.

- Fisk, D.A. and V.J. Harriott. 1990. Spatial and temporal variation in coral recruitment on the Great Barrier Reef: Implications for dispersal hypotheses. *Marine Biology*, 107:485-490.
- Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2006. FishBase. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org), versión (03/2006).
- Glynn, P. W. 1990. Feeding ecology of selected coral reef macro-consumers: patterns and effects on coral community structure. In *Ecosystems of the world*. 25. Coral Reefs, Z. Dubinski (ed.). Amsterdam: Elsevier, 365-400.
- Glynn, P.W. 1993. Coral reef bleaching: ecological perspectives. *Coral Reefs* 12:1-17.
- Glynn, P.W. 1996: Coral reef bleaching: facts, hypotheses and implications. *Global Change Biology* 2: 495-509.
- Glynn, P.W. y H.W. De Weerd. 1991. Elimination of two reef-building hydrocorals following the 1982-83 El Niño warming event. *Science* 253: 69-71.
- Glynn, P.W., S.B. Colley, C.M. Eakin, D.B. Smith, J. Cortes, N.J. Gassman, H.M. Guzmán, J.B. del Rosario and J.L. Feingold. 1994. Reef coral reproduction in the eastern Pacific: Costa Rica, Panamá and Galápagos Island (Ecuador). II. Poritidae. *Marine Biology*, 118: 191-208.
- Glynn, P.W., N.J. Gassman, K. Black, J. Cortés y J. Maté. 1996. Reef coral reproduction in the eastern Pacific: Costa Rica, Panamá and the Galápagos Islands (Ecuador). III. Agariciidae (*Pavona gigantea* and *Gardineroseris planulata*). *Marine Biology*, 125: 579-601.

- Glynn, P.W. y G.E. Leyte Morales. 1997. Coral reefs of Huatulco, west México: reef development in upwelling Gulf of Tehuantepec. *Revista de Biología Tropical*, 45: 1033-1047.
- Glynn, P.W. and J.S. Ault. 2000. A biogeographic analysis and review of the far eastern Pacific coral reef region. *Coral Reefs*, 19: 1-23.
- Glynn, P.W., J.H. Ting, J.L. Maté y H.M. Guzmán. 2000. Reef coral reproduction in the eastern Pacific: Costa Rica, Panamá and the Galápagos Islands (Ecuador). IV. Agaricidae, recruitment and recovery of *Pavona varians* and *Pavona* sp. a. *Marine Biology*, 136: 785-805.
- Goodson, G. 1988. **Fishes of the Pacific Coast**. Stanford University Press, California. 267 pp.
- Grimsditch, G.D., and R.V. Salm. (2005). **Coral Reef Resilience and Resistance to Bleaching**. IUCN, Gland, Switzerland. 50 pp.
- Grigg, R.W. and R. Hey. 1992. Paleoceanography of the tropical eastern Pacific Ocean. *Science*, vol. 255: 172-178.
- Harriott, V.J. 2002. **Marine Tourism Impacts and their Management on the Great Barrier Reef**. CRC Reef Research Centre Technical Report No 46. CRC Reef Research Centre, Townsville.
- Harriott, V. J y D. A. Fisk. 1987. A comparison of settlement plate types for experiments on the recruitment of scleractinian corals. *Marine Ecology Progress Series*, 37: 201-208.
- Harrison, P.L. y C.C. Wallace. 1990. Reproduction, dispersal and recruitment of scleractinian corals. pp. 133-208, in: Z. Dubinski (ed.). **Coral Reefs. Ecosystems of the World 25**. Elsevier, Amsterdam.

- Hawkins J.P. and C.M. Roberts. 1992 Effects of recreational SCUBA diving on fore-reef slope communities of coral reefs. *Biological Conservation* 62:25–30
- Hay, M.E. 1981. Herbivory, algal distribution and the maintenance of between-habitat diversity on a tropical fringing reef. *American Naturalist*, 118:520–540.
- Hay, M. E. 1991. Fish-seaweed interactions on coral reefs: effects of herbivorous fishes and adaptations of their prey. *In*: P. Sale (ed.). **The Ecology of Fishes on Coral Reefs**. London, Academic Press, pp. 96-199.
- Hay, M. E. 1997. The ecology and evolution of seaweed-herbivore interactions on coral reefs. *Coral Reefs* 16 (Suppl.), S67-S76.
- Heck, K.L., Jr. and E.D. McCoy. 1978. Long-distance dispersal and the reef-building corals of the eastern Pacific. *Marine Biology*, vol. 48:349-356.
- Hixon, M. A. 1996. Effects of reef fishes on corals and algae. *In*: C. Birkeland (ed.). **Life and Death on Coral Reefs**. New York: Chapman & Hall, pp. 230-248.
- Hoegh-Guldberg, O. 1999. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Marine and Freshwater Research*, vol., 50:839-866.
- Horn, M. H. 1989. Biology of marine herbivorous fishes. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 27, 167-272.
- Hughes, T.P. 1994. Catastrophes, phase shifts, and large-scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science* 265:1547–1551.

- Hughes, T.P., A.M. Szmant, R.S. Steneck, R.C. Carpenter and S. Miller. 1999. Algal blooms on coral reefs: what are the causes? *Limnology and Oceanography*, 44:1583-1586.
- Hughes, T.P., D.R. Bellwood, C. Folke, R.S. Steneck and J. Wilson. 2005. New paradigms for supporting the resilience of marine ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 20:380-386.
- Iglesias-Prieto, R., H. Reyes-Bonilla and R. Riosmena-Rodríguez. 2003. Effects of 1997-1998 ENSO on coral reef communities in the Gulf of California, México. *Geofísica Internacional*, vol., 42(3):467-471.
- Johannes, R.E. y W.J. Weibe. 1970. Method for determination of coral tissue biomass and composition. *Limnology and Oceanography*, 15: 822-824.
- Jones, G. P. and C. Syms. 1998. Disturbance, habitat structure and the ecology of fishes on coral reefs. *Australian Journal of Ecology*, 23:287-297.
- Ketchum, J.T. y H. Reyes-Bonilla. 2001. Taxonomía y distribución de los corales hermatípicos (Scleractinia) del Archipiélago de Revillagigedo, México. *Revista de Biología Tropical*, vol. 49(3-4):803-848.
- Krebs, C.J. 1985. **Ecología: Estudio de la Distribución y Abundancia**. Editorial Harla, México, D.F. 753 p.
- Lea, R.N. and R.H. Rosenblatt. 2000. Observations on fishes associated with the 1997-98 El Niño off California. *CalCOFI Report* 41: 117-129.
- Leis, J. M. 1991. The pelagic stage of reef fishes: the larval biology of coral reef fishes. pp. 183-230 In: P. F. Sale, (ed.) **The Ecology of Fishes on Coral Reefs**. Academic Press, San Diego, CA, 92101, 754 pp.

- López, E y T.L. Pérez. 1995. Corales (scleractinia) de las costas de Jalisco y Colima, México: resultados preliminares. Resúmenes XIII Congreso Nacional de Zoología. Sociedad Mexicana de Zoología, p. 71.
- López-Pérez, R.A., H. Reyes-Bonilla, A.F. Budd and F. Correa-Sandoval. 2003. The taxonomic status of *Porites sverdrupi*, an endemic coral of the Gulf of California. *Ciencias Marinas*, vol. 29(4B):677-691. México.
- Magurran, A.E. 2004. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell Publishing, U.S.A. 256 p.
- Maragos J.E., M.P. Crosby and J.W. McManus. 1996. Coral reefs and biodiversity: a critical and threatened relationship. *Oceanography* 9: 83-99.
- Marsh, J.A. 1970. Primary productivity of reef building calcareous red algae. *Ecology*. 51: 255-263.
- Marshal, P. and H. Schuttenberg. 2006. **A Reef Manager's Guide to Coral Bleaching**. Great Barrier Reef Marine Park Authority. Townsville, Australia. 163 pp.
- McClanahan, T.R., N.A. Muthiga, A.T. Kamukuru, H. Machano and R.W. Kiambu. 1999. The effects of marine parks and fishing on coral reefs of northern Tanzania. *Biological Conservation*, 89:161-182.
- McCook, L. J. 1996. Effects of herbivores and water quality on the distribution of *Sargassum* on the Great Barrier Reef: cross-shelf transplants. *Marine Ecology Progress Series*, 139:179-192.
- McCook, L. J. 1997. Effects of herbivory on zonation of *Sargassum* spp. within fringing reefs of the central Great Barrier Reef. *Marine Biology*, 129:713-722

- Medina, P. 1997. **El Efecto de las Actividades Turísticas Sobre los Corales Pétreos** (Cnidaria, Anthozoa, Scleractinia) de los Arcos, Jalisco. México. Tesis de Licenciatura. Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, México. 96 pp.
- Medina-Rosas, P. 2000. **Reclutamiento de corales pétreos (Scleractinia) en los arrecifes de Jalisco y Nayarit, México**. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, Baja California, México.
- Medina-Rosas, P., J.D. Carriquiry y A.L. Cupul-Magaña. 2005. Reclutamiento de Porites (Scleractinia) sobre sustrato artificial en arrecifes afectados por El Niño 1977-98 en Bahía de Banderas, Pacífico mexicano. *Ciencias Marinas* vol. 31(1A):103-109. México.
- Medina Rosas, P., A.C. Nepote y R.M. Chávez, 1995. Estudios preliminares de corales pétreos y equinodermos de las Islas Marietas, Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México. Resúmenes XIII Congreso Nacional de Zoología. Sociedad Mexicana de Zoología, p. 82.
- Miller, M. W. 1998. Coral/seaweed competition and the control of reef community structure within and between latitudes. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 36, 65-96.
- Miller, K. and C. Mundy. 2003. Rapid settlement in broadcast spawning corals: Implications for larval dispersal. *Coral Reefs*, 22:99-166.
- Muscatine, L. 1990. The role of symbiotic algae in carbon and energy flux in coral reefs. *Coral Reefs*, 25:71-87.

- Nellemann, C. and E. Corcoran. 2006. **Our precious coasts – Marine pollution, climate change and the resilience of coastal ecosystems.** United Nations Environment Programme, GRID-Arendal, Norway. 40 pp.
- NOAA. : <http://coralreefwatch.noaa.gov/satellite/>
- Ogden, J.C. and P.S. Lobel. 1978. The role of herbivorous fishes and urchins in coral reef communities. *Environmental Biology of Fishes*, 3:49–63.
- Pennings, S. C. 1996. Indirect interactions on coral reefs. In: Birkeland, C. (Ed.) **Life and Death on Coral Reefs.** New York: Chapman & Hall, pp. 249–272.
- Pérez, E. H., C. L. A. Abitia y M. F. Galván. 1996. Variaciones temporales y espaciales en la estructura de la comunidad de peces de arrecifes rocosos del sur-oeste del Golfo de California, México. *Ciencias Marinas*, 22: 273–294. México.
- Pérez-Vivar, T.L., H. Reyes-Bonilla y C. Padilla. 2006. Corales pétreos (Scleractinia) de las Islas Marías, Pacífico de México. *Ciencias Marinas*, vol., 32(2):259-270. México.
- Reyes-Bonilla, H. 1992. New records for hermatypic corals (Anthozoa: Scleractinia) in the Gulf of California, México, with an historical and biogeographic discussion. *Journal of Natural History*, vol. 26:1163-1175.
- Reyes B., H. 1993. Biogeografía y ecología de los corales hermatípicos (Anthozoa: Scleractinia) del Pacífico de México. En: S.I. Salazar-Vallejo y N.E. González (eds.). **Biodiversidad Marina y Costera de México.** Comisión Nacional para la Biodiversidad y Centro de Investigaciones de Quintana Roo. México. 865pp.



- Reyes-Bonilla, H. 1993b. **Estructura de la comunidad, influencia de la depredación y biología poblacional de corales hermatípicos en el arrecife de Cabo Pulmo, Baja California Sur.** Tesis de maestría, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, México, 169 pp.
- Reyes-Bonilla, H., T.L. Pérez-Vivar y J.T. Ketchum-Mejía. 1997. Distribución geográfica y depredación de *Porites lobata* (Anthozoa: Scleractinia) en la costa occidental de México. *Revista de Biología Tropical*, vol., 45(3):1257-1262.
- Reyes-Bonilla, H. y A. López-Pérez. 1998. Biogeografía de los corales pétreos (Anthozoa: Scleractinia) del Pacífico de México. *Ciencias Marinas* 24: 211-224. México.
- Reyes-Bonilla, H. y L.E. Calderón-Aguilera. (1999). Population density, distribution and consumption rates of three corallivores at Cabo Pulmo, México. *P.S.Z.N. Marine Ecology*, 20(3-4):347-357.
- Reyes-Bonilla, H., L.E. Calderón-Aguilera, G. Cruz-Piñón, P. Medina-Rosas, R.A. López-Pérez, M.D. Herrero-Pérezrul, G.E. Leyte-Morales, A.L. Cupul-Magaña y J.D. Carriquiry-Beltrán. 2005. **Atlas de Corales Pétreos (Anthozoa: Scleractinia) del Pacífico Mexicano.** CICESE, CONABIO, CONACYT, Depto. Biol. Mar./UABCS, U de G/CUC, UMAR, 124 p. + Base de datos.
- Richmond, R.H. 1990. The effects of the El Niño/Southern Oscillation on the dispersal of corals and other marine organisms. In: P.W. Glynn (Ed.)

**Global Consequences of the 1982-1983 the El Niño-Southern Oscillation.** Elsevier Press. p. 127-140.

Richmond, R.H. 1997. Reproduction and recruitment in corals: critical links in the persistence of reefs. pp. 175-197. In: C. Birkeland (ed.). **Life and Death of Coral Reefs.** Academic Press, San Diego.

Roberts, C. 1997. Connectivity and management of Caribbean coral reefs. *Science*, 278:1454-1457.

Roberts, C.M. y J.P. Hawkins. 2000. **Fully-protected Marine Reserves: A Guide.** WWF Endangered Seas Campaign, 1250 24th Street, NW, Washington, DC 20037, USA y Environment Department, University of York, York, Reino Unido.

Robertson, D.R. y G.R. Allen. 2002. **Peces Costeros del Pacífico Oriental Tropical: Un Sistema de Información.** Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales. Balboa, República de Panamá.

Roden, G.I., 1971. Aspects of the transition zone in the Northeastern Pacific. *Journal of Geophysical Research*, vol. 76:3462-3475.

Rodríguez-Retana, R. y H. Reyes-Bonilla. 2006. Modelación de la riqueza específica de corales arrecifales (Anthozoa: Scleractinia) en el Pacífico mexicano con base en parámetros oceanográficos. *Memorias III Congreso Mexicano de Arrecifes de Coral.* Cancún, Quintana Roo, México.

Rodríguez-Romero, J., L. A. Abitia-Cárdenas, F. Galván-Magaña y H. Chávez-Ramos. 1994. Composición, abundancia y riqueza específica de la ictiofauna de bahía Concepción, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas* 20(3): 321-350. México.

- Rodríguez-Romero, J., A.F. Muhlia-Melo, F. Galván-Magaña, F.J. Gutiérrez-Sánchez and V. Gracia-López. 2005. Fish assemblages around Espiritu Santo island and Espiritu Santo Seamount in the Lower Gulf of California, México. *Bulletin of Marine Sciences*, vol. 77(1):33-50
- Rodríguez-Zaragoza, F.A., 1998. **Estructura de la comunidad coralina hermatípica (Scleractinia) de la zona de Carelleros, Nayarit**. Tesis de Licenciatura. Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. 67 pp.
- Rodríguez-Zaragoza, F.A., 2001. **Estructura de las comunidades de coral hermatípico del Pacífico Nortropical Mexicano**. Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias Marinas-Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, México. 118 pp.
- Rogers, C.S., G. Garrison, R. Grober, Z. M. Hillis and M.A. Franke. 2001. *Coral Reef Monitoring Manual for the Caribbean and Western Atlantic*. National Park Service, Virgin Islands National Park.
- Rouphael A.B. y G.J. Inglis. 1995. The effects of qualified recreational SCUBA divers on coral reefs. CRC Reef Research Centre, Technical Report No. 4, Townsville; CRC Reef Research Centre, 39 pp.
- Russ, G. R. & L.J. McCook. 1999. Potential effects of a cyclone on benthic algal production and yield to grazers on coral reef across the central Great Barrier Reef. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 235: 237-254.

- Sala, E., C.F. Boudouresque and M. Harmelin-Vivien. 1998. Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos*, 83:425–439.
- Sale, P.F. 1991. **The Ecology of Fishes on Coral Reefs**. Academic Press, USA, 754 pp.
- Sale, P.F. 2004. Connectivity, recruitment variation and the structure of the reef fish communities. *Integrative and Comparative Biology* 44:390-399.
- Salm, R.V. 1986. Coral reefs and tourist carrying capacity: the Indian Ocean experience. UNEP Nairobi, Kenya.
- Sierra, L.M., R. Claro y O.A. Popova. 1994. Alimentación y Relaciones Tróficas. Capítulo 5. En: Claro, R. (Ed.) **Ecología de los Peces Marinos de Cuba**. Centro de Investigaciones de Quintana Roo, México. 538 pp.
- Squires, D.F. 1959. Results of the Puritan-American Museum of Natural History Expedition to western Mexico 7. Corals and coral-reefs of the Gulf of California. *Bulletin of The American Museum of Natural History*, 118:367-432.
- Steneck, R.S. 1998. Human influences on coastal ecosystems: does overfishing create trophic cascades? *Trends in Ecology and Evolution*, 13:429–430.
- Szmant, A. M. and N.J. Gassman. 1990. The effects of prolonged 'bleaching' on the tissue biomass and reproduction of the reef coral *Montastrea annularis*. *Coral Reefs*, 8, 217–224.
- Thompson, D.A., L.T. Findley and A.N. Kerstitch. 2000. **Reef Fishes of the Sea of Cortez**. The University of Texas Press. 353 pp.
- Veron, J.E.N., 1993. **Corals of Australia and the Indo Pacific**. University of Hawaii Press, Honolulu, 664 pp.

- Veron, J.E.N. 2000. Corals of the World. 3 Volumes. Australian Institute of Marine Sciences and CRR Qld. Pty. Ltd. Australia.
- Veron, J.E.N. and M. Pichon. 1976. Scleractinia of Eastern Australia. Part I. Families Thamnnasteriidae, Astrocoenidae and Pocilloporidae. Austalian Institute of Marine Sciences Monograph series. Australian Government Publishing Service. 86 pp.
- Victor, B.C., G.M. Wellington, D.R. Robertson and B.I. Ruttenberg. 2001. The effect of the El Niño-Southern Oscillation event on the distribution of reef-associated Labrid fishes in the eastern Pacific Ocean. *Bulletin of Marine Science*, vol., 69(1):279-288.
- Vizcalno-Ochoa, V., G. Chi-Barragán, O. Tapia-Vázquez, P. Medina-Rosas, A. Cupul-Magaña y E. Carpizo-Ituarte. 2002. *Biología reproductiva de tres especies de corales formadores de arrecifes en el Pacífico mexicano*. Memorias XIII Congreso Nacional de Oceanografía, Puerto Vallarta, México. p.116.
- Vizcalno-Ochoa, V., 2003. **Biología Reproductiva de Tres Especies de Corales Formadores de Arrecife de Bahía de Banderas, México**. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias Marinas, Universidad Autónoma de Baja California, México. 74 pp.
- Wanders, J. B. W. 1977. The role of benthic algae in the shallow reef of Curazao (Netherlands Antilles). III. The significance of grazing. *Aquatic Botany* 3, 357-390.
- Ward, F. 1990. Florida's coral reefs are imperiled. *National Geographic*. Julio:115-132.

- Wellington, G.M. 1982. Depth zonation of corals in the Gulf of Panama: control and facilitation by resident reef fishes. *Ecological Monographs*, 52:223–241.
- Wells, J.W., 1983. Annotated list of the Scleractinian corals of the Galapagos Islands. *In*: P.W. Glynn and G.M. Wellington (Eds.) **Corals and Coral Reefs of the Galapagos Islands**. Univ. of California Press. 212-295.
- Wilkinson, C.R. & R.W. Buddemeier. 1994. **Global Climate Change and Coral Reefs: Implications for People and Reefs**. Report of the UNEP-IOC-ASPEI-IUCN Global Task Team on the implications of climate change on coral reefs. IUCN, Gland, Switzerland. 124 pp.
- Williams, D.M. 1991. Patterns and processes in the distribution of coral reefs fishes. 437-474. *In*: Sale, P.F. (ed.). **The Ecology of Fishes on Coral Reefs**. Academic Press, USA, 754 p.
- Zar, J.H. 1999. **Biostatistical Analysis**. Fourth Edition. Prentice Hall, New Jersey, U.S.A. 663 p. + 2 Appendix (123 pp.)
- Zunino, M. y A. Zullini. 2003. *Biogeografía: La dimensión espacial de la evolución*. Fondo de Cultura Económica. México. 359 pp.

## 13. ANEXOS

**Anexo I. Listado sistemático de especies de corales hermatípicos presentes en Bahía de Banderas, Nayarit-Jalisco. Ordenado de acuerdo a Veron (2000).**

---

Phylum Cnidaria Hatscheck, 1888

Clase Anthozoa Ehrenberg, 1834

Subclase Hexacorallia Haeckel,  
1866

Orden Scleractinia Bourne, 1900

Familia Pocilloporidae Gray, 1842

Género Pocillopora Lamarck,  
1818

*P. capitata* Verill, 1864

*P. denticulata* (Linnaeus, 1758)

*P. verrucosa* (Ella y Solander,  
1786)

*P. aydoali* (Edwards y Helme,  
1862)

*P. meandrina* Dana, 1846

Familia Poritidae Gray, 1842

Género Porites Link, 1807

*P. hillebrandi* Dana, 1846

*P. panamensis* Verill, 1866

Familia Siderastriidae Vaughan y  
Wells, 1943

Género Sarmocrora Dana,  
1846

*P. superficialis* (Gardner, 1898)

*P. striata* Verill, 1864

Familia Agariciidae Gray, 1847

Género Pavona Lamarck, 1801

*P. clavus* Dana, 1846

*P. duerdeni* Vaughan, 1967

*P. gigantea* Verill, 1868

---



**Anexo II.** Listado sistemático de especies de corales hermatípicos presentes en Isla Isabel, Nayarit. Orden sistemático de acuerdo a Veron (2000)

---

Phylum Cnidaria Hatscheck, 1858

Clase Anthozoa Ehrenberg, 1834

Subclase Hexacorallia Haeckel, 1866

Orden Scleractinia Boume, 1900

Familia Pocilloporidae Gray, 1842

Género Pocillopora Lamarck, 1818

*P. atenuicornis* (Linnaeus, 1758)

*P. verrucosa* (Ellis y Solander, 1786)

*P. meandrina* Dana, 1846

*P. capitata* Verrill, 1856

*P. eydouxi* (Stein Edwards y Hahn, 1900)

Familia Poritidae Gray, 1842

Género Porites Link, 1807

*P. lobata* Dana, 1846

*P. psammocora* Verrill, 1856

*P. sordidus* Durham, 1847

Familia Siderastroidae Vaughan y Wells, 1943

Género Psammocora Dana, 1846

*P. crassa* Verrill, 1856

*P. profundicola* Gardner, 1898

*P. superficialis* Gardner, 1898

Familia Agaricidae Gray, 1847

Género Pavona Lamarck, 1801

*P. gigantea* Verrill, 1856

*P. clavus* (Dana, 1846)

*P. diversus* Vaughan, 1907

---

**Anexo III.** Listado sistemático de las especies de peces registradas en Bahía de Banderas, Nayarit-Jalisco. Ordenadas de acuerdo con Eschmeyer, 1998.

Phylum Chordata		
Subphylum Vertebrata		
Superclase		
Gnathostomata		
Clase Chondrichthyes		
Orden Rajiformes		
	Familia Myliobatidae	<i>Alopiatus nannan</i> (Euphrasen, 1790)
	Familia Mobulidae	<i>Mania bistriata</i> (Walbaum, 1792)
Clase Osteichthyes		
Orden Anguilliformes		
	Familia Muraenidae	<i>Echidna nebulosa</i> (Ahl, 1789) <i>Gymnomuraena zebra</i> (Shaw, 1797) <i>Gymnothorax castaneus</i> (Jordan & Gilbert, 1882)
Orden Aulopiformis		
	Familia Synodontidae	<i>Synodus fasciatus</i> Gilbert, 1890
Orden Belontiiformes		
	Familia Belontiidae	<i>Tylosurus pacificus</i> (Steindachner, 1876)
Orden Beryciformes		
	Familia Holocentridae	<i>Mynxistius leionethus</i> Valenciennes, 1846 <i>Sargocentron suborbitalis</i> (Gil, 1864)
Orden Syngnathiformes		
	Familia Fistulariidae	<i>Fistularia commersoni</i> (Rüppell, 1835)
Orden Scorpaeniformes		
	Familia Scorpaenidae	<i>Scorpaena plumieri mystes</i> Jordan & Starks en Jordan, 1895
Orden Perciformes		
	Familia Serranidae	<i>Alphesus immaculatus</i> (Breder, 1936) <i>Epinephelus labriformis</i> (Jenyns, 1843) <i>Paranthus colonus</i> (Valenciennes, 1846) <i>Serranus psittacinus</i> (Valenciennes, 1855)
	Familia Grammistidae	<i>Rypicus bicolor</i> Gil, 1861
	Familia Priacanthidae	<i>Heteropriacanthus cruentatus</i> (Lacepède, 1801)
	Familia Apogonidae	<i>Apogon retroaeta</i> (Gil, 1863) <i>Apogon pacificus</i> (Herre, 1935)
	Familia Carangidae	<i>Caranx caballus</i> Günther, 1868 <i>Caranx caninus</i> Günther, 1867
	Familia Lutjanidae	<i>Hoplostetrus guntheri</i> Gil, 1862 <i>Lutjanus argentiventris</i> (Peters, 1869) <i>Lutjanus guttatus</i> (Steindachner, 1869) <i>Lutjanus viridis</i> (Valenciennes, 1845) <i>Lutjanus naemus</i> (Peters, 1869)
	Familia Gerreidae	<i>Gerres cinereus</i> (Walbaum, 1792)
	Familia Haemulidae	<i>Haemulon flavipinnatum</i> (Gil, 1863) <i>Haemulon maculicauda</i> (Gil, 1863) <i>Haemulon saxifasciatum</i> (Gil, 1863) <i>Haemulon steindachneri</i> (Jordan & Gilbert, 1882)
	Familia Sciaenidae	<i>Parques fuscovittatus</i> (Kendall & Radcliffe, 1912)
	Familia Mullidae	<i>Mulloidichthys dentatus</i> (Gil, 1863)

- Familia Kyphosidae** *Kyphosus anetopus* (Gil, 1863)
- Familia Chaetodontidae** *Chaetodon humeralis* (Günther, 1860)  
*Johannvalleya nigrostris* (Gil, 1863)
- Familia Pomacanthidae** *Holocentrus passer* (Valenciennes, 1846)
- Familia Pomacentridae** *Abudefduf troschelii* (Gil, 1862)  
*Chromis atrilobata* (Gil, 1862)  
*Chromis Ambaugh Greenfield & Woods, 1960*  
*Microspathodon bairdi* (Gil, 1862)  
*Microspathodon dorsalis* (Gil, 1862)  
*Stegastes apulcoensis* (Fowler, 1944)  
*Stegastes flavilatus* (Gil, 1863)  
*Stegastes rectifacium* (Gil, 1862)
- Familia Cirrhitidae** *Cirrhitichthys oryzophalus* (Bleeker, 1855)  
*Cirrhitus rivulatus* (Valenciennes, 1855)
- Familia Sphyracidae** *Sphyrna ensa* Jordan & Gilbert, 1882
- Familia Labridae** *Bodianus opiboleus* (Gil, 1862)  
*Halichoeres chierchiae* (Capriacco, 1947)  
*Halichoeres dispilus* (Günther, 1854)  
*Halichoeres nicholsi* (Jordan & Gilbert, 1882)  
*Halichoeres adustus* (Gilbert, 1890)  
*Thalassoma grammacum* Gilbert, 1890  
*Thalassoma lucasanum* (Gil, 1863)  
*Stethojulis bandanensis* (Bleeker, 1851)
- Familia Scaridae** *Scarus compressus* (Osburn & Nichols, 1916)  
*Scarus ghobben* Forsskål, 1775  
*Scarus perloo* Jordan & Gilbert, 1882  
*Scarus rubrivittaceus* Bleeker, 1847
- Familia Uranoscopidae** *Astrascopus zephyreus* Gilbert & Starks en Gilbert, 1897
- Familia Bienniidae** *Ophioblennius steindachneri* Jordan & Evermann, 1898  
*Plagiolemus azeleus* (Jordan & Bolman, 1890)  
*Acanthurus xanthopterus* Valenciennes en Cuvier & Valenciennes, 1835
- Familia Acanthuridae** *Prionurus punctatus* (Gil, 1862)
- Familia Zanclidae** *Zanclus cornutus* (Linnæus, 1758)
- Familia Scombridae** *Scomberomus siem* Jordan & Starks en Jordan, 1895
- Orden Tetradontiformes**
- Familia Balistidae** *Balistes polyteps* Steindachner, 1876  
*Pseudobalistes naufregum* (Jordan & Starks en Jordan, 1895)  
*Sufflamen venes* (Gilbert & Starks, 1904)
- Familia Monacanthidae** *Aluterus scriptus* (Osbeck, 1765)
- Familia Ostraciidae** *Ostracion meleagris* (Shaw, 1798)
- Familia Tetraodontidae** *Arothron meleagris* (Lacépède, 1798)  
*Cantipister punctatissima* (Günther, 1870)
- Familia Diodontidae** *Diodon holocentrus* Linnaeus, 1758  
*Diodon hystrix* Linnaeus, 1758

**Anexo IV.** Listado sistemático de las especies de peces registradas en Isla Isabel, Nayarit. Ordenadas de acuerdo con Eschmeyer, 1998.

Phylum Chordata		
Subphylum Vertebrata		
Superclase		
Gnatostomata		
Clase Chondrichthyes		
Orden Rajiformes		
	Familia Narcinidae	<i>Diplobeia ommata</i> (Jordan & Gilbert en Jordan & Bolman, 1890)
	Familia Dasyatidae	<i>Dasyatis torge</i> (Garman, 1880)
	Familia Urolophidae	<i>Urolophus halteri</i> Cooper, 1863
Clase Osteichthyes		
Orden Anguiliformes		
	Familia Muraenidae	<i>Echidna nebulosa</i> (Ahl, 1789) <i>Gymnothorax castaneus</i> (Jordan & Gilbert, 1882)
Orden Aulopiformis		
	Familia Synodontidae	<i>Synodus lacertinus</i> Gilbert, 1890
Orden Beloniformes		
	Familia Hemiramphidae	<i>Hemiramphus sateri</i> Gilbert & Starks, 1904
	Familia Belontiidae	<i>Tylosurus pacificus</i> (Steindachner, 1876)
Orden Beryciformes		
	Familia Holocentridae	<i>Myripristis laeognathus</i> Valenciennes, 1846 <i>Sargocentron suborbitalis</i> (Gill, 1864)
Orden Syngnathiformes		
	Familia Fistularidae	<i>Fistularia commersonii</i> (Rüppell, 1835)
Orden Scorpaeniformes		
	Familia Scorpaenidae	<i>Scorpaena histrio</i> Jenyns, 1840
Orden Perciformes		
	Familia Serranidae	<i>Alphateses immaculatus</i> (Breder, 1936) <i>Epinephelus analogus</i> (Gill, 1864) <i>Epinephelus labriformis</i> (Jenyns, 1843) <i>Epinephelus panamensis</i> (Steindachner, 1876) <i>Mycteroperca rosacea</i> (Streets, 1877) <i>Paranthus colonus</i> (Valenciennes, 1846) <i>Serranus psittacinus</i> (Valenciennes, 1855)
	Familia Grammistidae	<i>Rypticus bicolor</i> Gill, 1861
	Familia Priacanthidae	<i>Heteropriacanthus cruentatus</i> (Lacépède, 1801)
	Familia Apogonidae	<i>Apogon nivosella</i> (Gill, 1862) <i>Apogon pacifici</i> (Hens, 1935) <i>Alectis ciliaris</i> Bloch, 1787
	Familia Carangidae	<i>Caranx sexfasciatus</i> Quoy & Gaimard, 1825 <i>Caranx caballus</i> Günther, 1868 <i>Caranx lugubris</i> Poey, 1880 <i>Caranx melampigus</i> Cuvier en Cuvier & Valenciennes, 1833 <i>Caranx caninus</i> Günther, 1867 <i>Sarcia rivolana</i> Valenciennes, 1833

	<i>Trachinotus rhodopus</i> Gil, 1863
<b>Familia Lutjanidae</b>	<i>Hoplopagrus guntheri</i> Gil, 1862
	<i>Lutjanus argentiventris</i> (Peters, 1869)
	<i>Lutjanus guttatus</i> (Steindachner, 1869)
	<i>Lutjanus novemfasciatus</i> Gil, 1862
	<i>Lutjanus vinctus</i> (Valenciennes, 1846)
	<i>Lutjanus inermis</i> (Peters, 1869)
<b>Familia Gerreidae</b>	<i>Gerres cinereus</i> (Walbaum, 1792)
<b>Familia Haemulidae</b>	<i>Anisotremus interruptus</i> (Gil, 1862)
	<i>Haemulon flavoguttatum</i> (Gil, 1863)
	<i>Haemulon maculicauda</i> (Gil, 1863)
	<i>Haemulon sexfasciatum</i> (Gil, 1863)
	<i>Haemulon steindachneri</i> (Jordan & Gilbert, 1882)
<b>Familia Sciaenidae</b>	<i>Parapogon fasciatus</i> (Kendall & Radcliffe, 1912)
<b>Familia Mullidae</b>	<i>Mulloidichthys dentatus</i> (Gil, 1863)
<b>Familia Kyphosidae</b>	<i>Kyphosus analogus</i> (Gil, 1862)
	<i>Kyphosus elegans</i> (Peters, 1869)
	<i>Sectator acyrtus</i> (Jordan & Gilbert, 1882)
<b>Familia Ephippidae</b>	<i>Chaetodipterus zonatus</i> (Girard, 1858)
	<i>Parapsettus panamensis</i> (Steindachner, 1875)
<b>Familia Chaetodontidae</b>	<i>Chaetodon humeralis</i> Günther, 1860
	<i>Johorandallia nigricapris</i> (Gil, 1862)
<b>Familia Pomacanthidae</b>	<i>Pomacanthus passer</i> Valenciennes, 1846
<b>Familia Pomacentridae</b>	<i>Abudefduf decliviflorus</i> (Gil, 1862)
	<i>Abudefduf roschelei</i> (Gil, 1862)
	<i>Chromis anilobata</i> Gil, 1862
	<i>Microspathodon bairdi</i> (Gil, 1862)
	<i>Microspathodon dorsalis</i> (Gil, 1862)
	<i>Stegastes acapulcoensis</i> (Fowler, 1944)
	<i>Stegastes flavilatus</i> (Gil, 1862)
	<i>Stegastes rectifraenum</i> (Gil, 1862)
<b>Familia Cirrhitidae</b>	<i>Cirrhitichthys oxycephalus</i> (Bleeker, 1855)
	<i>Cirrhitus rivulatus</i> Valenciennes, 1846
<b>Familia Sphyrnidae</b>	<i>Sphyrna ensis</i> Jordan & Gilbert, 1882
<b>Familia Labridae</b>	<i>Bodianus diplotaenia</i> (Gil, 1862)
	<i>Halichoeres chierchiae</i> Di Caporacco, 1948
	<i>Halichoeres dispilus</i> (Günther, 1864)
	<i>Halichoeres nicholsi</i> (Jordan & Gilbert, 1882)
	<i>Halichoeres notospius</i> (Günther, 1864)
	<i>Thalassoma grammacum</i> Gilbert, 1890
	<i>Thalassoma lucasanum</i> (Gil, 1862)
	<i>Thalassoma virens</i> Gilbert, 1890
	<i>Stethojulis bandanensis</i> (Bleeker, 1851)
<b>Familia Scaridae</b>	<i>Nicholepis denticulata</i> (Evermann & Radcliffe, 1917)
	<i>Scarus compressus</i> (Osborn & Nichols, 1916)
	<i>Scarus ghobben</i> Forskäll, 1775
	<i>Scarus pavo</i> Jordan & Gilbert, 1882
	<i>Scarus rubroviolaceus</i> Bleeker, 1847
<b>Familia Uranoscopidae</b>	<i>Astroscopus zephyreus</i> Gilbert & Starks en Gilbert, 1897
<b>Familia Blenniidae</b>	<i>Ophioblennius steindachneri</i> Jordan & Evermann, 1898
	<i>Pagotremus ezaleus</i> (Jordan & Bolman, 1890)

	<b>Familia Acanthuridae</b>	<i>Acanthurus lineatus</i> (Linnaeus, 1758) <i>Acanthurus xanthopterus</i> Valenciennes en Cuvier & Valenciennes, 1835 <i>Acanthurus achilles</i> Shaw, 1803 <i>Prionurus punctatus</i> Gill, 1862
	<b>Familia Zanclidae</b>	<i>Zanclus cornutus</i> (Linnaeus, 1758)
<b>Orden Tetradontiformes</b>	<b>Familia Scombridae</b>	<i>Scomberomorus sierra</i> Jordan & Starks en Jordan, 1895
	<b>Familia Balistidae</b>	<i>Balistes polyleps</i> Steindachner, 1876 <i>Pseudobalistes naufragium</i> (Jordan & Starks en Jordan, 1895) <i>Sufflamen verres</i> (Gibert & Starks, 1904)
	<b>Familia Monacanthidae</b>	<i>Aluterus scriptus</i> (Osbeck, 1765) <i>Cantharus dumetiv</i> (Holland, 1854)
	<b>Familia Ostraciidae</b>	<i>Ostracion meleagris</i> Shaw, 1795
	<b>Familia Tetraodontidae</b>	<i>Arothron meleagris</i> (Lacepède, 1798) <i>Centrigaster punctatissima</i> (Günther, 1870)
	<b>Familia Diodontidae</b>	<i>Diodon holocanthus</i> Linnaeus, 1758 <i>Diodon hystrix</i> Linnaeus, 1758

---

**Anexo V.** Especies de peces ordenadas por niveles tróficos de acuerdo a Fishbase.

Especie	Nivel trófico
<i>Mycteroperca rosacea</i>	4,5
<i>Caranx zettastriatum</i>	4,5
<i>Caranx lugubris</i>	4,5
<i>Seriola rivolana</i>	4,5
<i>Tylosurus pacificus</i>	4,5
<i>Caranx malampigus</i>	4,49
<i>Scomberomorus sierra</i>	4,49
<i>Sphyrna ensa</i>	4,45
<i>Plagiotremus azaleus</i>	4,42
<i>Atracopus zephyreus</i>	4,29
<i>Fistulana commersonii</i>	4,28
<i>Symodus lacertinus</i>	4,2
<i>Lutjanus virdis</i>	4,16
<i>Lutjanus novemfasciatus</i>	4,1
<i>Lutjanus argentiventris</i>	4,04
<i>Gymnothorax castaneus</i>	4,03
<i>Cirrhilus rivulatus</i>	4,02
<i>Cirrhitichya oxycephalus</i>	4,02
<i>Paranthias colonus</i>	4,01
<i>Caranx caballus</i>	4,01
<i>Epinephelus labriformis</i>	4
<i>Trachinotus molopus</i>	4
<i>Halichoeres nicholsi</i>	4
<i>Epinephelus panamensis</i>	4
<i>Serranus peffacinus</i>	4
<i>Rypticus bicolor</i>	4
<i>Echidna nebulosa</i>	3,98
<i>Hemiramphus saltator</i>	3,98
<i>Lutjanus guttatus</i>	3,94
<i>Caranx caninus</i>	3,9
<i>Epinephelus anelopus</i>	3,84
<i>Lutjanus inermis</i>	3,83
<i>Alectis ciliaris</i>	3,81
<i>Scorpaena hiatrix</i>	3,79
<i>Heteropriacanthus cruentellus</i>	3,75
<i>Mulloidichthys dentatus</i>	3,69
<i>Hoplostegus guntheri</i>	3,66
<i>Halichoeres chierchiae</i>	3,53
<i>Halichoeres notospilus</i>	3,52

<i>Sergoentron suborbitalis</i>	3,5
<i>Alpheteles immaculatus</i>	3,5
<i>Apogon nivosus</i>	3,5
<i>Apogon pacifici</i>	3,5
<i>Anisotremus interruptus</i>	3,5
<i>Haemulon flaviguttatum</i>	3,5
<i>Haemulon maculicauda</i>	3,5
<i>Haemulon sexfasciatum</i>	3,5
<i>Haemulon steindachneri</i>	3,5
<i>Parapsetus panamensis</i>	3,5
<i>Halichoeres diabolus</i>	3,5
<i>Thalassoma grammaticum</i>	3,5
<i>Cassius longus</i>	3,5
<i>Paruques fasciatus</i>	3,5
<i>Thalassoma lucasanum</i>	3,45
<i>Bodianus diplolepis</i>	3,44
<i>Chromis atrilobata</i>	3,4
<i>Arothron meleagris</i>	3,38
<i>Pseudobalistes nautagum</i>	3,37
<i>Diodon hystrix</i>	3,37
<i>Balistes polyplepis</i>	3,34
<i>Gomus anerus</i>	3,32
<i>Cheilodipterus zonatus</i>	3,31
<i>Diodon holocanthus</i>	3,3
<i>Sufflamen venes</i>	3,27
<i>Diplabaris ornata</i>	3,2
<i>Urodactylus halleri</i>	3,2
<i>Stethojulis bandanensis</i>	3,16
<i>Myripristis leuognathos</i>	3,1
<i>Cantharus dumerilii</i>	3,07
<i>Jahnrandallia nigricornis</i>	2,97
<i>Abudefduf troschelii</i>	2,95
<i>Kyphosus elegans</i>	2,94
<i>Sectator ocyrtus</i>	2,94
<i>Ostracion meleagris</i>	2,91
<i>Zenopsis cornutus</i>	2,87
<i>Canthigaster punctatissima</i>	2,85
<i>Acanthurus triostegus</i>	2,78
<i>Aulurus scriptus</i>	2,76
<i>Ophoblennius steindachneri</i>	2,74
<i>Cheilodon humeralis</i>	2,72
<i>Abudefduf declivifrons</i>	2,68
<i>Holocentrus passer</i>	2,61
<i>Microspathodon dorsalis</i>	2,56
<i>Microspathodon bairdii</i>	2,5
<i>Acanthurus xanthopterus</i>	2,41



<i>Kyphosus aneogus</i>	2
<i>Stegastes acapulcoensis</i>	2
<i>Stegastes flexilis</i>	2
<i>Stegastes rectifraenum</i>	2
<i>Nicholsina denticulata</i>	2
<i>Scarus compressus</i>	2
<i>Scarus ghobban</i>	2
<i>Scarus perico</i>	2
<i>Scarus rubroviolaceus</i>	2
<i>Acanthurus achilles</i>	2
<i>Prionurus punctatus</i>	2

---