

TESIS DEFENDIDA POR
Montserrat Molina Luna
Y APROBADA POR EL SIGUIENTE COMITÉ

Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera
Director del Comité

Dr. Horacio de Jesús de la Cueva Salcedo
Miembro del Comité

Dr. Marcial Leonardo Lizárraga Partida
Miembro del Comité

Dr. Fernando Díaz Herrera
Coordinador
Programa de Posgrado en Ciencias de
la Vida

Dr. Jesús Favela Vara
Encargado del Despacho
Dirección de Estudios de Posgrado

24 de octubre de 2013.

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



Programa de Posgrado en Ciencias
en Ciencias de la Vida

Análisis del estado de salud de los arrecifes coralinos del Pacífico Mexicano

Tesis
para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de
Maestro en Ciencias

Presenta:

Montserrat Molina Luna

Ensenada, Baja California, México
2013

Resumen de la tesis de Montserrat Molina Luna, presentada como requisito parcial para la obtención del grado de Maestro en Ciencias en Ciencias de la Vida con orientación en Biología Ambiental.

Análisis del estado de salud de los arrecifes coralinos del Pacífico Mexicano

Resumen aprobado por:

Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera

Los arrecifes coralinos están expuestos a actividades extractivas y perturbaciones naturales que comprometen su equilibrio y supervivencia, por lo cual, se han implementado mecanismos de protección. Al suponerse que los arrecifes coralinos sanos tienen mayor resiliencia, un indicador del estado de salud del ecosistema es útil para favorecer un manejo más efectivo de sus comunidades. Se evaluó el estado de salud de los ecosistemas arrecifales del Pacífico Mexicano mediante el uso del Coral Health Index (CHI), integrando valores de las comunidades íctica y béntica en Cabo, Pulmo, BCS, Islas Marietas, Isla Isabel y Bahía de Huatulco, Oax. con base en monitoreos biológicos realizados entre 1998 y 2012 y se obtuvieron valores de *Vibrio* spp en Cabo Pulmo en 2013. Según el CHI, Bahías de Huatulco, Isla Isabel y Cabo Pulmo presentan actualmente un estado óptimo de salud, mientras que en Islas Marietas su estado es apenas sano con valores de salud regular en bentos y peces. Se encontró mejoría en el estado de salud de los ecosistemas, posterior a un estatus de protección, en Cabo Pulmo (CHI=1 en bentos y 0.65 en peces) y Bahías de Huatulco (CHI=1 en bentos y peces), mientras que Islas Marietas presentó degradación (CHI=0.50 en bentos y 0.44 en peces) relacionada posiblemente con eventos climáticos. Isla Isabel presentó un estado de salud muy bueno (CHI=0.99 en bentos y 0.74 en peces), aún sin contar con protección en la zona marina. Los peces herbívoros estuvieron muy bien representados en estos ecosistemas, lo que puede estar favoreciendo un equilibrio ecosistémico al controlar el sobrecrecimiento algal.

Palabras clave: **Salud arrecifal, Coral Health Index, diversidad α y β , Áreas marinas protegidas**

Abstract of the thesis presented by Montserrat Molina Luna as a partial requirement to obtain the Master in Science degree in Life Sciences with orientation in Environmental Biology.

Assesment of coral reef health in Mexican Pacific

Abstract approved by

Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera

Coral reefs are exposed to extractive activities and natural disturbance that compromise its balance and survival, for these reasons several protective mechanisms have been implemented. Assuming that healthier coral reefs have a higher resilience, an index of its health state might be useful for effective management of their communities. The health of some Mexican Pacific reef ecosystems were evaluated using the Coral Health Index (CHI), integrating values of the ichthyic and benthic communities of Cabo Pulmo BCS, Islas Marietas and Isla Isabel, Nayarit and Bahías de Huatulco, Oax. based on biological monitoring performed between 1998 and 2012. Values of *Vibrio* spp were measured only in Cabo Pulmo. According to CHI values, currently Bahías de Huatulco, Isla Isabel and Cabo Pulmo, show an optimal health state, while Islas Marietas presents a nearly healthy state with regular health values in benthos and ichthyic communities. There was an improvement in health ecosystem after granting a protection status in Cabo Pulmo (CHI=1 in benthos and 0.65 in fishes) and Bahías de Huatulco (CHI=1 in benthos and fishes), while Islas Marietas had climate-related events that degraded its index (CHI=0.50 in benthos and 0.44 in fishes). Isla Isabel registered a very good health status (CHI=0.99 in benthos and 0.74 in fishes), even without protection in the marine area. These ecosystems were represented by a majority of herbivorous fish communities, promoting a balanced ecosystem through the control of algal overgrowth.

Keywords: Coral Reef, Mexican Pacific, Coral Health Index, α and β diversity

Dedicatorias

*A mis padres,
que siempre me enseñaron que no existen imposibles.*

*A Gabriel,
que dejó todo por acompañarme a perseguir mis sueños.*

*Muy en especial a mi hermana,
que ha sido un ejemplo de fortaleza,
superando toda adversidad día a día.*

Agradecimientos

Al CONACYT, que me favoreció con una beca que facilitó mi estancia en Ensenada y cubrió mis gastos académicos.

A mi director, el Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera, que me guió desde antes de ingresar a la maestría sin haberme conocido siquiera, gracias por la confianza, paciencia, apoyo y respeto ante el enfoque que me interesaba del proyecto, relacionándolo con gestión ambiental y evaluación de áreas naturales protegidas. Sin su apoyo, orientación y tiempo, dedicado a lo largo de estos dos años, no hubiera logrado esta meta.

A Horacio de la Cueva Salgado, que me alentó en momentos de desesperanza, gracias por creer en mí y por entender las ideas que tenía en mente para ejecutar a lo largo de mi proyecto. Por todos los consejos recibidos, el apoyo incondicional, las facilidades y el buen ánimo que siempre lo caracterizó.

Al Dr. Leonardo Lizárraga Partida, que siempre me impulsó y apoyo en cuestiones logísticas, capacitándome en el área microbiológica, por todo su apoyo, calidez y consejos.

Al Dr. Héctor Reyes Bonilla, por sus consejos y comentarios respecto a mi investigación, y al personal de la UABCS, por las facilidades obtenidas en la realización de la salida de campo a Cabo Pulmo. Al personal del laboratorio de microbiología de la UABCS por apoyarme en la esterilización y desecho de muestras microbiológicas.

Al personal encargado del Parque Nacional Cabo Pulmo, por las facilidades brindadas para la obtención de mis datos.

Al personal del CICESE, Norma Fuentes, Dolores Sarracino, Citlali Romero, Ivonne Best y Adriana Mejía, por su orientación y apoyo en los trámites académicos.

A los coordinadores de mi posgrado en Ciencias de la Vida, Rufina Hernández y Fernando Díaz, por el apoyo recibido y siempre tener buena disposición en orientarnos sobre el posgrado y su normatividad.

A los investigadores que fungieron como mis profesores el primer año del posgrado: Elena Solana, Eric Mellink, Gisela Heckel, Horacio de la Cueva, Lidia Ladah, Luis Eduardo Calderón, Rosa Mouriño, Rufina Hernández, Sharon Herzka y Stephen Bullock, por todos sus conocimientos, sus consejos y la pasión que transmiten en sus actividades.

Al personal de biblioteca: Lil Bidart, Cecilia González y Lupita Morales, por su actitud de servicio, siempre encontrándose disponibles con una sonrisa para ayudar y orientar.

A Víctor M. Moreno Rivera, Elizabeth Farías y Lucy Román por todo su apoyo y disponibilidad a lo largo de estos dos años.

A Ronald Zepeta, por su orientación y disponibilidad al facilitarme información necesaria para mi investigación.

A mi familia en la Ciudad de México: a mis padres, ma chelo y a mi hermana, que siempre me impulsaron a lograr mis sueños, a pesar de la distancia y del tiempo. Por todo su esfuerzo en darme ánimos, estar al pendiente de mí y visitarme ocasionalmente.

A Gabriel González, mi compañero en aventuras desde hace seis años, por tu paciencia, ánimo y toda tu dedicación en los momentos de estrés y cansancio normales en este arduo proceso.

A mi familia adoptiva en Ensenada: la familia Barrón Rosas que me abrió las puertas de su casa, convirtiéndome en un miembro de su familia y compartiendo el día a día, así como, a mi prima Ceres Molina que me guió en las técnicas microbiológicas necesarias en el presente estudio y siempre me apoyo.

Finalmente a mis hermanos de generación, en especial a Cecilia Rangel, Daniela Martínez, Diego Leyva, Liliana Estala y Vivi Cabanillas por acompañarme en este proceso brindándome su amistad, por su apoyo incondicional y aliento en momentos de vicisitudes.

A Víctor Torres, que me ha enseñado tanto sin proponérselo, gracias por todo tu apoyo, tu burbuja y optimismo, mucho éxito en tu Ph.D.

A mis compañeros de biotecnología marina, microbiología y biología ambiental que con su diversidad me permitieron aprender otros enfoques de la ciencia y compartir buenos momentos, Marion, Marisol, Ana Paola, Christian, Karina, Lluvia, Roberto, Sara, Candelario, Rachel, Constanza, Itzel, Sergio, Martín, Rocío, Ricardo y Alejandro Cueva.

A Arturo Torres, que me apoyo siempre como amigo y aconsejo en aspectos logísticos y técnicos, sin tu ayuda no hubiera logrado uno de los sueños que motivaron mi presencia en Ensenada, retomar el buceo en mi vida.

Contenido	Página
Resumen.....	ii
Abstract.....	iii
Dedicatorias	iv
Agradecimientos	v
Lista de figuras.....	x
Lista de tablas.....	xii
Capítulo 1. Introducción	1
1.1 Marco Teórico.....	5
1.2 Antecedentes.....	11
1.3 Hipótesis	13
1.4 Objetivos.....	14
Capítulo 2. Área de estudio.....	15
a) Cabo Pulmo, Baja California.....	16
b) Pacífico central	17
c) Bahías de Huatulco, Oaxaca.....	19
Capítulo 3. Metodología	21
3.1 Fuente de datos para Coral Health Index.....	21
3.2 Comunidad íctica.....	22
3.3 Comunidad béntica.....	24
3.4 Microorganismos.....	24
3.5 Análisis de diversidad α y β	25
Capítulo 4. Resultados.....	29
4.1 Comunidad íctica.....	29
4.2 Composición béntica.....	42
4.3 Microorganismos.....	49
4.4 Diversidad biológica.....	52
4.5 Integración del Coral Health Index.....	57
Capítulo 5. Discusión	64
Conclusiones.....	76

Referencias bibliográficas	79
Apéndices	88
1.1 Composición de niveles tróficos en la comunidad íctica de Cabo Pulmo.....	88
1.2 Composición de niveles tróficos en la comunidad ictica de Bahías de Huatulco.	90
1.3 Composición de niveles tróficos en la comunidad íctica de Islas Marietas.	93
1.4 Composición de niveles tróficos en la comunidad ictica de Isla Isabel.	94
1.5 Composición béntica en Cabo Pulmo (% total).	95
1.6 Cobertura béntica en Bahías de Huatulco.	95
1.7 Cobertura béntica en Islas Marietas.	95
1.8 Composición béntica en Isla Isabel.	95
1.9 Valores de índices ecológicos de la comunidad de peces en Cabo Pulmo sin <i>Caranx sexfasciatus</i> . Máximos en rojo y mínimos en verde.	96
1.10 Valores de similitud jerárquica para la comunidad íctica de Cabo Pulmo en serie histórica.	96
1.11 Valores de similitud jerárquica para la comunidad íctica de Bahías de Huatulco en serie histórica.	97
1.12 Valores de anomalías en la temperatura superficial del océano, del 2000 al 2012. Evento climático El Niño con valores rojos, La Niña con valores azules y valores neutrales en gris. Obtenidos de National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA).	97

Lista de figuras

	Página
Figura 1. Modelo de transición en estados de un ecosistema arrecifal. Adaptado de Bellwood et al., 2004, p 2.....	7
Figura 2. Esquema de retroalimentación positiva o negativa en un ecosistema arrecifal. Adaptado de Mumby y Steneck, 2011, p. 516.....	9
Figura 3. Ecosistemas arrecifales en zonas de estudio. Adaptado de Rodríguez-Uceda, 2009, p. 13.....	15
Figura 4. Total de organismos (línea continua) y de especies (línea discontinua) registrados en Cabo Pulmo entre septiembre de 1998 y mayo de 2013	29
Figura 5. Biomasa de peces en Cabo Pulmo con valores totales en g/m ² (línea continua) y valores sin <i>Caranx sexfaciatus</i> para 2011 y 2012 (línea punteada).....	30
Figura 6. Número de especies en cada nivel trófico de la comunidad íctica en Cabo Pulmo. Planctívoros (línea continua), herbívoros (línea discontinua) y carnívoros (línea punteada).	31
Figura 7. Cambios temporales en la biomasa relativa (ton/ha) en Cabo Pulmo de los grupos tróficos. Herbívoros (barra azul), planctívoros (barra roja) y carnívoros (barra verde).	32
Figura 8. Densidad de peces en Cabo Pulmo entre septiembre de 1998 y mayo de 2013. Herbívoros (barra azul), planctívoros (barra roja) y carnívoros (barra verde), la línea continua es la media de herbívoros.	32
Figura 9. Total de organismos (línea continua) y de especies (línea discontinua) registrados en Bahías de Huatulco entre junio de 2003 a enero de 2013.	33
Figura 10. Biomasa de peces en Bahías de Huatulco con valores totales en g/m ² (línea continua) y valores sin <i>Prionurus punctatus</i> para noviembre 2008 y septiembre 2009 (línea punteada).	35
Figura 11. Número de especies en cada nivel trófico de la comunidad íctica en Bahías de Huatulco. Planctívoros (línea continua), herbívoros (línea discontinua) y carnívoros (línea punteada).	36
Figura 12. Densidad de peces en Bahías de Huatulco entre junio de 2003 y enero de 2013. Herbívoros (barra azul), planctívoros (barra roja) y carnívoros (barra verde), la línea continua es la media de planctívoros.....	36
Figura 13. Cambios temporales en la biomasa relativa (ton/ha) en Bahías de Huatulco de los grupos tróficos. Herbívoros (barra azul), planctívoros (barra roja) y carnívoros (barra verde).	37
Figura 14. Total de organismos de la comunidad íctica (línea continua), especies (línea discontinua) y biomasa (línea punteada) registrados en Islas Marietas de 2003 a 2011.	37
Figura 15. Número de especies en cada nivel trófico de la comunidad íctica en Islas Marietas. Planctívoros (línea continua), herbívoros (línea discontinua) y carnívoros (línea punteada).	39

Figura 16. Densidad de peces en Islas Marietas entre marzo de 2003 y junio de 2011. Herbívoros (barra azul), planctívoros (barra roja) y carnívoros (barra verde), la línea continua es la media de planctívoros.....	39
Figura 17. Cambios temporales en la biomasa relativa (ton/ha) en Islas Marietas de los grupos tróficos. Herbívoros (barra azul), planctívoros (barra roja) y carnívoros (barra verde).	40
Figura 18. Total de organismos (línea continua), especies de peces (línea discontinua) y biomasa (línea punteada) registrados en Isla Isabel de 2009 a 2011.	40
Figura 19. Densidad de peces en Isla Isabel de 2009 a 2011. Herbívoros (barra azul), planctívoros (barra verde) y carnívoros (barra roja).	41
Figura 20. Cambios temporales en la biomasa relativa (ton/ha) en Isla Isabel de los grupos tróficos. Herbívoros (barra azul), planctívoros (barra verde) y carnívoros (barra roja).	42
Figura 21. Composición de cobertura coralina en Cabo Pulmo con base a registros de 1998 a 2012.	43
Figura 22. Composición béntica en Cabo Pulmo de 1998 a 2012.	44
Figura 23. Cobertura coralina presente en Bahías de Huatulco de 1998 al 2011.	45
Figura 24. Composición béntica en Bahías de Huatulco de 1998 a 2011	45
Figura 25. Composición béntica en Islas Marietas de 2002 a 2011.....	46
Figura 26. Cobertura coralina presente en Isla Marietas de 1998 a 2011.....	47
Figura 27. Composición béntica en Isla Isabel de 1998 a 2011	48
Figura 28. Cobertura coralina presente en Isla Isabel de 1998 al 2011.	48
Figura 29. Valores observados de colonias Tipo <i>Vibrio</i> total (BTV) /ml por sitio en Cabo Pulmo en 2013. Valores en barra con respecto a medias, cajas con media y bigotes con error estándar.....	51
Figura 30. Valores de colonias amarillas y verdes de bacterias tipo <i>Vibrio</i> / ml en escala logarítmica en Cabo Pulmo. Valores en barra con respecto a medias, cajas con media y bigotes con error estándar	51
Figura 31. Dendograma de agrupación jerárquica en la comunidad íctica de Cabo Pulmo de 1998 a 2013, usando asociación promedio- grupal de similitud calculada por el coeficiente de Bray-Curtis con datos de biomasa transformados.	53
Figura 32. Dendograma de agrupación jerárquica en la comunidad íctica de Bahías de Huatulco de 2003 a 2013, usando asociación promedio-grupal de similitud calculada por el coeficiente de Bray-Curtis con datos de biomasa transformados por raíz cuadrada.....	54
Figura 33. Dendograma de agrupación jerárquica en la comunidad íctica de Islas Marietas de 2003 a 2011, usando asociación promedio-grupal de similitud calculada por el coeficiente de Bray-Curtis con datos de biomasa transformados con raíz cuadrado.	56
Figura 34 Variación temporal del porcentaje de cobertura coralina y la presencia de eventos climáticos, en Cabo Pulmo CP, Bahías de Huatulco BH, Isla Isabel II e Islas Marietas IM.	65

Lista de tablas

	Página
Tabla 1. Categorías de protección de las áreas de estudio. Adaptado de Rodríguez-Uceda, 2009, p. 10.	15
Tabla 2. Biomasa de peces en Cabo Pulmo respecto a datos de 1998 a 2013, con valores totales y valores sin <i>Caranx sexfasciatus</i> en 2011.	30
Tabla 3. Composición trófica de peces en Cabo Pulmo de 1998 a 2013.	31
Tabla 4. Biomasa de peces en Bahías de Huatulco de 2003 a 2013, con valores totales y valores sin <i>Prionurus punctatus</i> en 2008 y 2009.	34
Tabla 5. Composición trófica de peces en Bahías de Huatulco del año 2003 al 2013.	35
Tabla 6. Biomasa de peces en Islas Marietas.	38
Tabla 7. Composición trófica de peces en Islas Marietas de 2003 a 2011.	38
Tabla 8. Biomasa de peces en Isla Isabel de 2009 a 2011.	41
Tabla 9. Composición béntica en Cabo Pulmo registrada de 1998 a 2012.	43
Tabla 10. Composición de cobertura béntica en porcentaje en Bahías de Huatulco de 1998 al 2012.	44
Tabla 11. Composición de cobertura béntica en porcentaje en Islas Marietas de 2002 a 2011.	46
Tabla 12. Composición de cobertura béntica en porcentaje en Islas Isabel de 2008 a 2011.	47
Tabla 14. Datos estadísticos de las colonias de bacterias tipo <i>Vibrio</i> en Cabo Pulmo, mayo de 2013.	49
Tabla 13. Bacterias Tipo <i>Vibrio</i> presentes en muestras de agua oceánica del ecosistema arrecifal Cabo Pulmo, mayo 2013.	50
Tabla 15. Valores de índices ecológicos de la comunidad de peces en Cabo Pulmo. Máximos en rojo y mínimos en verde.	52
Tabla 16. Matriz de similitud (0-100) de biomasa íctica en Cabo Pulmo.	53
Tabla 17. Valores de índices ecológicos de la comunidad íctica en Bahías de Huatulco. Máximos en rojo y mínimos en verde.	54
Tabla 18. Matriz de similitud (0-100) de biomasa íctica en Bahías de Huatulco. ...	55
Tabla 19. Valores de índices ecológicos de la comunidad íctica en Islas Marietas. Máximos en rojo y mínimos en verde.	55
Tabla 20. Matriz de similitud (0-100) en biomasa íctica en Islas Marietas.	55
Tabla 21. Valores de índices ecológicos de la comunidad íctica en Isla Isabel. Máximos en rojo y mínimos en verde.	56
Tabla 22. Matriz de similitud (0-100) en biomasa íctica en Isla Isabel.	56
Tabla 23. Valores de CHI para la comunidad íctica y bentónica en Cabo Pulmo.	58
Tabla 24. Valores de Coral Health Index en el ecosistema arrecifal Cabo Pulmo.	58
Tabla 25. Valores de CHI para la comunidad íctica y bentónica en Islas Marietas.	59
Tabla 26. Valores de Coral Health Index en el ecosistema arrecifal Islas Marietas.	60

Tabla 27. Valores de Coral Health Index en el ecosistema arrecifal Isla Isabel...	60
Tabla 28. Valores de CHI para la comunidad íctica y bentónica en Bahías de Huatulco.....	61
Tabla 29. Valores de Coral Health Index en el ecosistema arrecifal Bahías de Huatulco.....	62
Tabla 30. Comportamiento espacial de las comunidades presentes en el ecosistema arrecifal Cabo Pulmo en 2013.....	62
Tabla 31. Valores de Coral Health Index para Cabo Pulmo.....	63

Capítulo 1. Introducción

Los arrecifes coralinos han sido comparados a las selvas por su gran biodiversidad, conformando así, los ecosistemas marinos más diversos del planeta (Sebens, 1994; Calderón-Aguilera et al., 2009; Meron et al., 2009). Sin embargo su importancia no reside exclusivamente en los aspectos biológicos (CONANP, 2006), sino que también brindan protección a la costa sostienen importantes pesquerías y fomentan el turismo debido a sus valores estéticos y culturales (Souter y Linden, 2000; Fenner, 2012).

En términos económicos, se ha realizado una valoración de los beneficios obtenidos por la sociedad en caso de mantener sanos a los ecosistemas arrecifales, para facilitar a los tomadores de decisiones la inclusión de estos ecosistemas en políticas de manejo y conservación (Cesar et al., 2003). En Cabo Pulmo, B.C.S, se ha calculado una aportación a la sociedad por un monto mínimo de 1.1 millones de dólares cada año, de los cuales 356 mil dólares por año corresponden a captura de carbono, 177 mil como ganancia potencial para comunidades aledañas derivado de pesca comercial y 590 mil dólares por actividades turísticas de buceo autónomo y libre (Calderón-Aguilera et al., 2013).

Los bienes y servicios de estos ecosistemas, han disminuido por sobreexplotación, contaminación, enfermedades y cambio climático (Bellwood et al., 2004). La disminución de la cobertura de coral, se encuentran relacionadas con actividades antropogénicas, como el cambio en el uso del suelo de la zona costera, la deforestación, descargas de contaminantes y nutrientes al océano proveniente de desechos urbanos y agrícolas, la sobrepesca y el turismo (Sebens, 1994; Souter y Linden, 2000; Carriquiry et al., 2001).

Existen también causas naturales, como el incremento en la temperatura superficial del mar, provocando blanqueamiento de coral o incluso muerte (Ben-Haim, Zicherman-Keren, et al., 2003; Meron, et al., 2009). Así como, la frecuencia e intensidad de perturbaciones naturales, que incluyen depredación, bioerosión,

ciclones y acidificación del océano, al reducir la capacidad de los corales para construir sus esqueletos de carbonato de calcio, resultando en menor crecimiento y mayor fragilidad (Sebens, 1994; Souter y Linden, 2000; Kaufman et al., 2011; Liñán-Cabello et al., 2012).

Se han implementado mecanismos para detener los impactos a las comunidades arrecifales, como el establecimiento de redes de monitoreo a nivel global, y de Áreas Marinas Protegidas (AMP), así como la implementación de programas de conservación y manejo (Downs et al., 2005). En México el decreto de Áreas Naturales Protegidas, es el instrumento mediante el cual, el gobierno y la sociedad, adquieren el compromiso de conservar una amplia variedad de ecosistemas, así como los servicios ambientales que éstos ofrecen y realizar un aprovechamiento sustentable de los recursos naturales (Diario_Oficial_de_la_Federacion, 2006).

La protección de los arrecifes de coral es una estrategia fundamental para la conservación de la biodiversidad marina, pues éstos presentan procesos ecológicos fundamentales y su estado sirve como indicador de los cambios ambientales globales (CONANP, 2006). Por lo cual, las AMP deben ser parte de un enfoque integrado en donde las comunidades de arrecife de coral sean protegidas de impactos múltiples, de forma tal que puedan recuperarse más rápidamente de cualquier perturbación. Es importante evaluar las medidas de protección ante actividades que impactan directamente la diversidad biológica (CORAL, 2005).

Las AMP pueden ser diseñadas para ayudar a hacer las pesquerías y manejo costero más efectivos, al mejorar las poblaciones de peces mientras que conservan la diversidad biológica (Agardy, 2000; Selig y Bruno, 2010). Dentro de ellas es útil la presencia de áreas estrictamente protegidas de usos extractivos denominadas zonas de no tocar.

Sin embargo, el establecimiento de una ANP por sí sólo, es insuficiente para garantizar el cumplimiento de los objetivos, ya que se requiere igualmente apoyo gubernamental, asesoría técnica, objetivos de conservación acertados y una participación social fuerte y comprometida (López Pérez y López García, 2008).

Se ha determinado que los ecosistemas sanos tienen mayor resiliencia (Costanza et al., 1992; Kaufman, et al., 2011), entendida como la capacidad de las comunidades de absorber impactos, resistir cambios de fase y recuperarse ante un disturbio (Peterson et al., 1998; Bellwood, et al., 2004). Siendo considerados como ecosistemas arrecifales sanos, aquellos en que dominan los ensamblajes de peces, corales hermatípicos y algas coralinas, mientras aquellos degradados presentan dominancia de algas carnosas y abundancia de microorganismos patógenos (Kaufman, et al., 2011).

Diversos estudios han evaluado el estado de salud de los ecosistemas arrecifales, con base en la cobertura coralina (Selig y Bruno, 2010), con ensamblajes de foraminíferos (Schueth y Frank, 2008) y con un análisis de gradiente potencial de estrés, relacionado con la cercanía a la costa (Smith et al., 2008). En el Pacífico mexicano, los estudios se han basado en índices compuestos, evaluando variables sociales y biológicas, nivel trófico medio, así como impactos reportados en lesiones y blanqueamiento de corales (Nuñez-Gonzalí, 2006; Rodríguez-Uceda, 2009; Hernandez-Fonseca, 2010; Rodríguez-Villalobos, 2011).

El manejo de comunidades coralinas podría ser más efectivo si un indicador de su salud está disponible como recurso para los administradores y gestores políticos, resultando así de gran relevancia, el Coral Health Index (CHI). Éste es un índice que permite integrar tres diferentes parámetros de diagnósticos: bentos (coberturas de coral y algas incrustantes), peces (biomasa) y microorganismos (número de bacterias) (Kaufman, et al., 2011).

Resulta de gran utilidad el índice ecológico Coral Health Index, por ser un método integrativo que permite comparar espacial y temporalmente la salud en ecosistemas arrecifales. Al ser aplicable al PM, es posible relacionar el establecimiento de áreas protegidas para verificar los cambios resultantes de los programas de manejo vigentes. De lo anterior resultará importante determinar a través del CHI los cambios en la diversidad biológica y abundancia de peces y corales del Pacífico mexicano (PM) que se han presentado durante los últimos diez años, después del establecimiento de políticas de protección.

Se ha reportado una disminución del coral vivo del 62% en 1987 al 12% en 2003 para el Pacífico Norte y del 76% en 1997 al 21% en el 2002 para el Pacífico Sur (Calderón-Aguilera y Reyes-Bonilla, 2006). Mientras que Carriquiry y Cupul-Magaña reportaron blanqueamiento de coral de casi 100% en Islas Marietas en el 2008 (Carriquiry, et al., 2001).

Por medio de una evaluación que analice y compare la salud de los arrecifes en diferentes lugares y a través del tiempo, los gestores políticos y los científicos podrán comparar entre arrecifes de coral y evaluar si las medidas de gestión han sido exitosas con sus objetivos de protección y uso racional (Kaufman, et al., 2011). Es así que el presente estudio evaluó el estado de salud de los ecosistemas arrecifales del Pacífico mexicano (PM) con distinto tiempo de protección mediante el uso del CHI. Lo anterior para tres regiones del PM: norte (Cabo Pulmo, Baja California Sur), central (Bahía de Banderas, Jalisco y Nayarit) y sur (Bahía de Huatulco, Oaxaca).

Asimismo, se realizó un análisis de diversidad α y β para obtener un mayor panorama, sobre los cambios presentes en el ecosistema, que han provocado pérdida o recuperación de sus comunidades ante perturbaciones. Por considerar las diferencias en condiciones estructurales y ambientales de las zonas de estudio, es decir, topografía, corrientes oceánicas y temperatura (Rodríguez-Uceda, 2009), el enfoque de evaluación comparativo fue temporal con respecto al mismo ecosistema.

El presente trabajo se enmarcó dentro del proyecto VULNERABILIDAD DE LOS ARRECIFES CORALINOS DE LAS COSTAS MEXICANAS POR EFECTO DEL CAMBIO GLOBAL Y POSIBLES CONSECUENCIAS SOCIOAMBIENTALES (Fondo Sectorial CONACYT – SEMARNAT –INE Ref. 023390), cuyo objetivo general es estimar los posibles efectos que tendrían el incremento en la temperatura superficial del mar y de la presión parcial atmosférica de bióxido de carbono sobre los arrecifes coralinos de las costas mexicanas del Pacífico, como consecuencia del cambio global. El proyecto trata de identificar los factores físicos, biológicos y sociales que determinan la vulnerabilidad de los arrecifes coralinos, así como las consecuencias socio-ambientales que tendría la degradación de estos ecosistemas, considerando la vulnerabilidad como la incapacidad de un sistema para absorber, mediante

autoajuste, los efectos de un determinado cambio en su ambiente, es decir, su inflexibilidad o incapacidad para adaptarse a ese cambio.

El presente estudio determinó el estado de salud de los ecosistemas arrecifales del Pacífico Mexicano, para brindar un indicador a los administradores y gestores políticos, que favorezca un manejo más efectivo de las comunidades coralinas.

1.1 Marco Teórico.

Los corales hermatípicos desempeñan un papel primario en la estructura y función del arrecife, contribuyen al crecimiento de arrecife como constructores estructurales primarios o secundarios (Bellwood, et al., 2004). Se encuentran limitados a la zona eufótica (Dubinsky y Falkowski, 2011), es decir, a una profundidad no mayor a 46 metros, dentro de la cual aún penetra luz solar.

Las comunidades coralinas también requieren de temperaturas entre 20°C y 28°C para un crecimiento óptimo y salinidades similares a las de las aguas oceánicas. Los corales son organismos estenohalinos por su tolerancia limitada a la salinidad 27 a 40‰ (Pineda-Paez, 2006). En la costa mexicana del Pacífico, los arrecifes de coral se presentan en aguas someras, de 0 a 25 metros de profundidad, desde el sur del Golfo de California hasta Oaxaca con estructuras de poco relieve con menos de 3 metros de espesor.

Los corales constructores de arrecifes o hermatípicos son organismos simbiotes con las microalgas zooxantelas que viven dentro de los tejidos del pólipo (Rosenberg et al., 2009; Dubinsky y Falkowski, 2011). Los individuos coralinos proporcionan protección y compuestos químicos necesarios para la fotosíntesis, desechos del propio metabolismo del coral, mientras que el alga produce oxígeno, aportando al coral parte de los productos orgánicos de la fotosíntesis e intensificando la capacidad del coral para sintetizar carbonato cálcico, función básica para la construcción del arrecife (Marquez, 2007 en Pineda-Paez, 2006).

Las comunidades coralinas se encuentran expuestas a blanqueamiento, el cual se define como la ruptura de la simbiosis entre el coral hospedero y la zooxantelas endosimbióticas (Rosenberg, et al., 2009) como resultado de la pérdida del alga simbiote o de los pigmentos algales. Se presenta al ser expulsadas del coral las algas unicelulares dinoflageladas del género *Symbiodinium* (Meron, et al., 2009), que viven dentro de las células endodérmicas del coral, de tal manera que es posible observar el esqueleto blanco de los corales a través de sus tejidos transparentes (Barber et al., 2001; Ben-Haim, Zicherman-Keren, et al., 2003). Lo anterior, es debido al rápido aumento en la temperatura del mar relacionada con los eventos de El Niño (Carriquiry, et al., 2001; Reyes-Bonilla y R., 2005), o la disminución relacionada con los eventos de La Niña (Maass et al., 2010), así como por bajas salinidades provocadas por lluvias torrenciales o aportes fluviales e incremento en radiación solar (Carriquiry, et al., 2001; Pineda-Paez, 2006) y como resultado de infección bacteriana (Ben-Haim, Zicherman-Keren, et al., 2003; Bourne et al., 2008; Rosenberg, et al., 2009).

La mayor parte de la nutrición de un coral es otorgada por medio de la fotosíntesis de las algas simbióticas, ya que el alga simbiote provee al organismo hospedero con más del 95% de sus requerimientos energéticos (Dubinsky y Stambler, 2011), siendo así que el blanqueamiento se traduce en una reducción significativa de la cantidad de alimento disponible para cubrir sus necesidades, provocando que las colonias dejen de crecer y reproducirse, siendo más sensibles a experimentar enfermedad o morir (Medina-Rosas y Cupul-Magaña, 2000; Ben-Haim, Zicherman-Keren, et al., 2003; Pineda-Paez, 2006; Bourne, et al., 2008).

Los cambios en la temperatura del agua que disparan un fenómeno de blanqueamiento de coral son pequeños. Dependiendo de cuanto se modifique, el tiempo de duración del cambio y la tolerancia de la especie, el blanqueamiento puede ser un fenómeno reversible sin mayores consecuencias para la comunidad coralina o bien resultar en mortalidad (Ben-Haim, Zicherman-Keren, et al., 2003; Pineda-Paez, 2006; Rosenberg, et al., 2009).

El blanqueamiento y otros disturbios originan espacios en la cobertura béntica que son colonizados por algas carnosas o por algas coralinas incrustantes (CCA) al presentarse disminución de la cobertura coralina (López-Pérez et al., 2002). Las causas que pueden ocurrir para que una comunidad arrecifal previamente dominada por corales, se convierta en una comunidad dominada por algas son: muerte parcial o total de los corales, ausencia de herbívoros o proliferación de algas con mecanismos de defensas contra herbívoros y enriquecimiento de nutrientes (López-Pérez, et al., 2002; Dubinsky y Stambler, 2011). A este proceso se le denomina cambio de fase.

Una vez establecido un cambio de fase dominado por algas puede ser difícil de revertir a la comunidad coralina preexistente. Se han reportado transiciones o cambios de fase en los ecosistemas coralinos como resultado de impactos actuales. En la mayoría de las ocasiones, los cambios de fase están asociados con sobrepesca (Dinsdale y Rohwer, 2011). La forma más común es el cambio de dominancia de corales por algas carnosas, llegando a encontrarse de una fase de estado sano, en el cual presenta una alta resiliencia, atravesar por estados dominados por macroalgas y erizos a finalmente a un estado de roca desnuda (Figura 1) (Bellwood, et al., 2004; Dubinsky y Stambler, 2011) , lo cual no ha sido observado en los ecosistemas del PM.

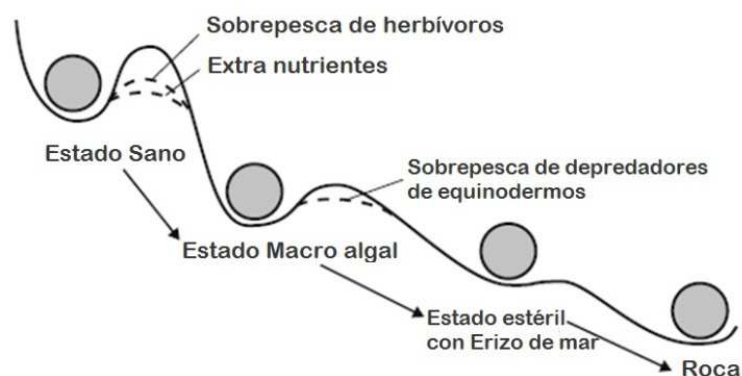


Figura 1. Modelo de transición en estados de un ecosistema arrecifal. Adaptado de Bellwood et al., 2004, p 2.

Las algas bénticas son miembros clave de las comunidades coralinas, al proveer funciones ecológicas como productividad primaria, estabilización de la estructura arrecifal, retención y reciclamiento de nutrientes, así como soporte trófico (Dubinsky y Stambler, 2011); incluyen algas coralinas incrustantes (CCA), algas carnosas, algas filamentosas y algas verde-azules, cianobacterias, y son de los mayores componentes bénticos en los arrecifes coralinos (Fong y Paul, 2011).

Las algas calcáreas pertenecen a la división *Chlorophyta*, algas verdes, reconocidas como fuentes de carbono comúnmente presentes en lagunas costeras y *Rhodophyta*, algas rojas geniculadas o incrustantes, reconocidas por su función de bioconstructores de arrecifes, presentes en lagunas intermareales marinas y zonas arrecifales (Mateo-Cid et al., 2008).

Al colonizar las CCA, cementan el arrecife haciendo contribuciones de carbonato de calcio en forma de calcita (Dubinsky y Stambler, 2011), permiten a las larvas de coral asentarse (Richmond y Wolanski, 2011) y aceleran el proceso de recuperación después de un impacto, sucediendo lo opuesto al ser colonizado por algas carnosas (Kaufman, et al., 2011). Las algas carnosas secretan nutrientes en el agua que cambian el ensamble de microorganismos provocando un ensamblaje patógeno para los corales; esto es, la presencia de patógenos oportunistas que pueden causar enfermedades en los corales en lugar de presentar una relación simbiótica que ayuda a preservar su salud (Kaufman, et al., 2011). Asimismo, pueden atrapar sedimentos resultando en la crónica reducción de reclutamiento y supervivencia de peces, corales y otros organismos bénticos debido a eventos de resuspensión por oleaje (Richmond y Wolanski, 2011).

La competencia por medio de procesos físicos y químicos entre macroalgas y corales juveniles o larvales por asentamiento y ocupación del arrecife, ha sido reconocida al impactar las etapas de ciclo de vida del coral, así como existir una retroalimentación positiva o negativa (Figura 2). Al reducirse la cobertura coralina, es posible una reducción en la actividad de forrajeo de peces que controlan el incremento de macroalga, afectando el reclutamiento del coral (Mumby y Steneck, 2011).

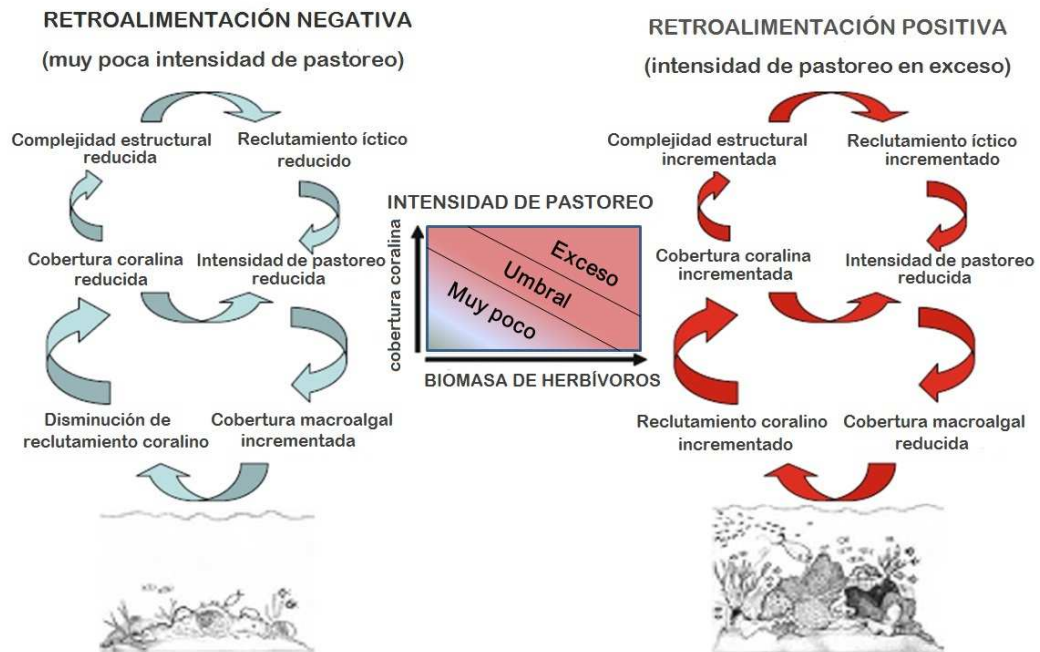


Figura 2. Esquema de retroalimentación positiva o negativa en un ecosistema arrecifal. Adaptado de Mumby y Steneck, 2011, p. 516.

En los ecosistemas arrecifales, los peces son los componentes más conspicuos, presentan, al igual que los corales, diferentes roles de acuerdo a sus adaptaciones y posición trófica. Son los responsables principales del flujo de energía en las redes alimenticias locales (Bellwood, et al., 2004; Alvarez-Filip et al., 2006; Ramírez-Gutiérrez et al., 2007). Entre los géneros comunes en estos ecosistemas se encuentra *Muraena* -morenas-, *Scorpaena* -pez escorpión-, *Chaetodon* -pez mariposa-, *Fistularia* -pez corneta-, *Balistes* -pez ballesta-, *Ostracion* -pez cofre-, *Tetraodon* -puffer-, *Diodon* -pez erizo-, y *Sygnathes* -caballo de mar- (Montgomery, 2011).

Los peces herbívoros funcionan como bioerosionadores removiendo coral, rascadores al remover alga o sedimento y pastorean removiendo el sobrecrecimiento de macroalgas y pastos marinos (Bellwood, et al., 2004).

Galvan (2010) reporta que la mayoría de los estudios sobre la estructura de los ensamblajes de peces arrecifales del PM han utilizado la abundancia como índice estructural y muy pocos la biomasa, siendo importante en la estructura de las poblaciones, la estructura trófica y la capacidad de producción de los ecosistemas marinos (Anderson y Neuman 1996 en Galván Villa, 2010) . Lo anterior por las dificultades en la obtención de datos, ya que se requiere de un entrenamiento para la estimación de tallas por conteos visuales y tiene un margen de error que varía en función de la experiencia.

Con respecto a los microorganismos de los arrecifes coralinos, las especies del género *Vibrio* son organismos cosmopolitas, Gram-negativas, anaerobios facultativos, oxidasa positivos, capaces de crecer en medio marino y en el medio selectivo Tiosulfato-Citrato-Sales de Bilis-Sucrosa (TCBS) (Thompson et al., 2004). En este medio, se separan los vibrios que fermentan la sacarosa y desarrollan colonias amarillas como *Vibrio corallilyticus*, *V. shilonii*, *V. cholerae*, *V. alginolyticus* y aquellos que no la fermentan, dando colonias verdes como *V. parahaemolyticus* y *V. vulnificus* (Ben-Haim, Thompson, et al., 2003).

Es común encontrarlas en ambientes marinos y pueden convertirse en patógenos oportunistas si las condiciones ambientales disparan la multiplicación de las mismas (Molina-Cardenas, 2011), relacionado con un incremento en la frecuencia y distribución de enfermedades de corales durante las dos últimas décadas.(Ben-Haim, Thompson, et al., 2003; Ben-Haim, Zicherman-Keren, et al., 2003). El género *Vibrio* perteneciente a la familia *Vibrionaceae*, contiene a un conjunto de microorganismos con 63 especies, algunas de ellas patógenas para humanos y para organismos marinos (Thompson, et al., 2004).

Vibrio cholerae, *V. parahaemolyticus* y *V. vulnificus* son las especies de vibrio que con mayor incidencia presentan humanos. *V. harveyi*, *V. splendidus* y *V. campbelli* son algunos de los más constantemente detectados en enfermedades de organismos marinos, en tanto que *V. corallilyticus*, *V. shiloi* y *V. alginolyticus*, han sido señalados como patógenos de corales (Rosenberg et al., 2007; Kimes et al., 2011) y causantes de blanqueamiento (Ben-Haim, Thompson, et al., 2003; Ben-Haim, Zicherman-Keren, et al., 2003; Meron, et al., 2009).

El género *Vibrio*, ha presentado dominancia al incrementarse la temperatura del agua oceánica y presentarse blanqueamiento en el coral (Bourne, et al., 2008), revelando un cambio en el ensamblaje de microorganismos. En estudios experimentales de blanqueamiento del coral *Pocillopora damicornis*, se presentó menos del 12% de concentración de zooxantelas al ser expuesto a *Vibrio corallilyticus* durante dos semanas a 25°C (Ben-Haim, Zicherman-Keren, et al., 2003) mientras que presentó daño en tejido a temperatura mayores de 26°C y muerte en 27 a 29°C, siendo así la temperatura ambiental crítica en favorecer la infección (Ben-Haim, Zicherman-Keren, et al., 2003).

El género *Vibrio* puede considerarse asimismo, como indicador del estado de salud de ecosistemas costeros y oceánicos, ya que las comunidades microbianas pueden reflejar el estado de ecosistemas prístinos o alterados por actividades humanas, al incrementarse el número de organismos (Kaufman, et al., 2011). Siendo así ubicuo y fácilmente diseminado hacia diferentes regiones geográficas a través del turismo, el transporte comercial y la importación de mariscos (Portillo-López y Partida, 1997), su cuantificación e identificación resulta numérica y funcionalmente importante.

Por lo anterior mencionado, la disminución de salud en los arrecifes de coral, se encuentra relacionada con un aumento en la temperatura del agua de mar, contaminación y sobrepesca (Rosenberg, et al., 2007); al provocar blanqueamiento, daños en tejidos, enfermedades de corales y sobrecrecimiento algal (Barber, et al., 2001).

1.2 Antecedentes.

En los ecosistemas arrecifales del Pacífico mexicano se han registrado severos impactos naturales debido al fenómeno El Niño (Medina-Rosas et al., 2005). El evento climático El Niño ha causado cambios en las características oceanográficas físicas y químicas del Golfo de California, modificando el fitoplancton, macroalgas, productividad, zooplancton, abundancias de peces pelágicos e impactando la cobertura béntica (Lavaniegos-Espejo et al., 1989; Reyes-Bonilla, 2000, 2001;

Carballo et al., 2002), sin embargo, la presencia de surgencias y huracanes ocasionales han protegido los arrecifes del Pacífico mexicano durante el fenómeno por permitir la mezcla de agua fría y caliente, disminuyendo el estrés térmico (Reyes-Bonilla, 2001). La comunidad íctica en Cabo Pulmo, presenta un impacto menor, al ser considerada relativamente independiente de la productividad primaria (Alvarez-Filip, et al., 2006).

En el ecosistema arrecifal Cabo Pulmo, existen registros de una mortalidad en 1987 del 15% de *Pocillopora* spp, como efecto directo a este fenómeno (Reyes-Bonilla, 1993; Reyes-Bonilla et al., 2002). Asimismo, se presentó una disminución en cobertura coralina de 35% en 1988 a 15% en 1991 (Gámez, 2008), registrando en 1993 una cobertura promedio de corales hermatípicos de 30% (Reyes-Bonilla y Calderon-Aguilera, 1999).

Posteriormente, se reportó un blanqueamiento coralino en 1997-1998, que alcanzó al 30% de la población de corales del sur del Golfo de California por efecto de El Niño (Reyes-Bonilla, 2000) y que originó blanqueamiento de colonias en un 30% y una muerte de 18% en promedio al mantenerse la temperatura superficial incrementada por más de 60 días (Reyes-Bonilla, 2001). En Noviembre de 1997, la temperatura superficial descendió a menos de 30°C en todo el PM, siendo así que la mortalidad se detuvo y comenzaron a recuperarse colonias de todos los géneros, sin embargo, en Agosto y Septiembre las colonias de coral muerto fueron cubiertas por algas filamentosas sustituidas por algas carnosas en Octubre y por algas coralinas en Noviembre y Diciembre (Reyes-Bonilla, et al., 2002).

En Islas Marietas se presentó una mortandad mayor al 60% de cobertura coralina en Bahía Banderas por efecto de El Niño 1997-1998 (Carrquiry, et al., 2001; Reyes-Bonilla, et al., 2002; Medina-Rosas, et al., 2005). El evento de El Niño inició en el verano de 1997 y terminó a mediados de 1998; durante este verano, la temperatura del agua se elevó hasta 34°C y excedió los 30°C durante más de cuatro meses, lo que provocó el blanqueamiento coralino y la mortalidad más intensos que se hayan reportado en México (Medina-Rosas y Cupul-Magaña, 2000). Posteriormente el huracán Kenna causó graves daños en 2002 (Medina-Rosas, et al., 2005)

reduciendo la cobertura coralina en Isla Redonda del 28% al 8% (CONANP, 2007). Aunque no existe una pesquería desarrollada en Islas Marietas, esta actividad se realiza en toda el área del Parque a excepción de las zonas núcleo, siendo las pesquerías más importantes por volúmenes de captura y ganancias la pesquería de escama (huachinango, pargo, sierra, mojarra, así como la de pulpo y tiburón). Sin embargo, aún al ser pesquerías ribereñas artesanales, debido a la falta de vigilancia por parte de las autoridades, las actividades se han desarrollado sin regulación, siendo común la utilización de artes no permitidas, como redes de malla de luz pequeña, que promueven la captura de individuos juveniles que no llegan a reproducirse y la captura de especies en veda (CONANP, 2007).

En el ecosistema arrecifal Bahías de Huatulco no se registró blanqueamiento extensivo en las comunidades coralinas como resultado del evento El Niño en 1997-1998 por no presentarse temperaturas mayores a 30°C, siendo así que las anomalías nunca excedieron 1°C (Reyes-Bonilla, et al., 2002).

En Octubre y Noviembre de 1997, los arrecifes fueron impactados por una tormenta tropical y dos huracanes con velocidades mayores a 240 km/h y olas de 5 m. De esta manera, los niveles de blanqueamiento bajos y mortalidad observada pueden deberse al enfriamiento de agua causada por la alta frecuencia de huracanes y el efecto de la surgencia regional en el Golfo de Tehuantepec (Reyes-Bonilla, et al., 2002).

1.3 Hipótesis

El estatus de protección brindado en forma de Área Natural Protegida no ha sido efectivo para evitar la degradación en los ecosistemas arrecifales del Pacífico mexicano.

Ho: Los ecosistemas arrecifales del Pacífico mexicano no presentan mejoría en su estado de salud después del establecimiento de estatus de protección, con base en el comportamiento histórico de sus comunidades ícticas y bénticas.

Ha: Existe un impacto positivo en la salud de los ecosistemas arrecifales del Pacífico mexicano, después del establecimiento de categorías de protección, con base en el comportamiento histórico de las comunidades íctica y béntica.

1.4 Objetivos

Objetivo General

- Evaluar el estado de salud de los ecosistemas arrecifales del Pacífico Mexicano con distinto tiempo de protección para tres regiones del Pacífico Mexicano: norte (Cabo Pulmo, Baja California Sur), central (Isla Marietas en Bahía de Banderas e Isla Isabel) y sur (Bahía de Huatulco, Oaxaca).

Objetivos Particulares

- Verificar los cambios presentes en las comunidades de peces arrecifales, comunidades coralinas y algas en ecosistemas arrecifales del PM, posteriores a un decreto de protección.
- Estimar la diversidad α y β para los ecosistemas arrecifales.
- Estimar la presencia de organismos patógenos para los ecosistemas arrecifales como *Vibrio* spp.

Capítulo 2. Área de estudio

El estudio se realizó en tres regiones representativas de los ecosistemas arrecifales del Pacífico mexicano: norte (Cabo, Pulmo, Baja California Sur), centro (Bahía de Banderas) y sur (Bahía de Huatulco, Oaxaca) (Figura 3, Tabla 1).

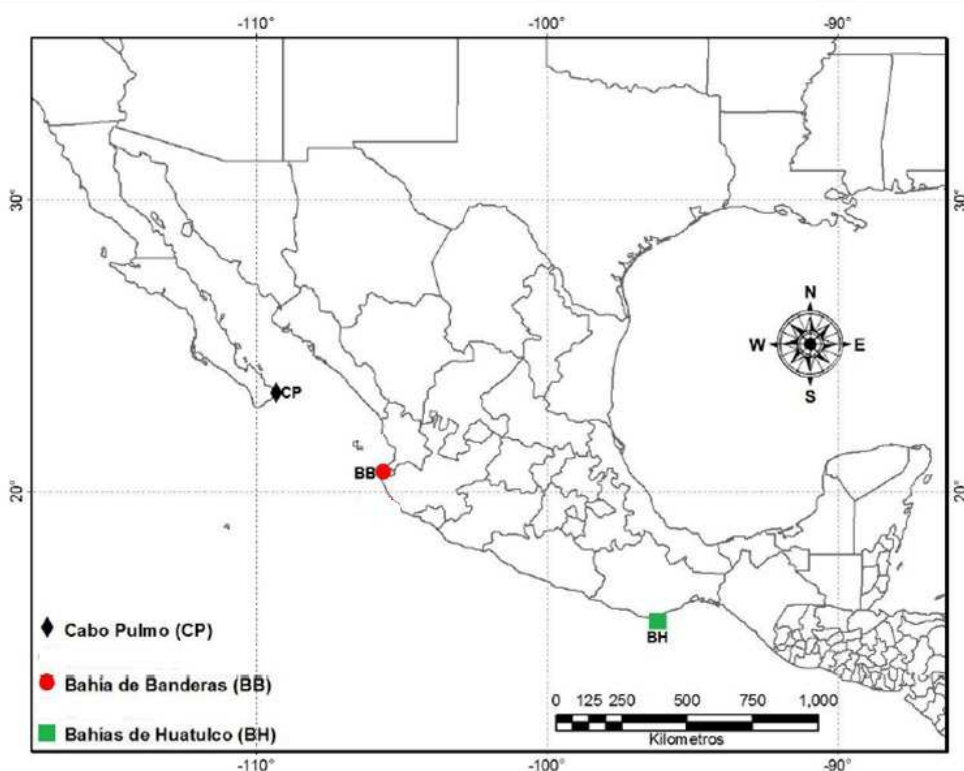


Figura 3. Ecosistemas arrecifales en zonas de estudio. Adaptado de Rodríguez-Uceda, 2009, p. 13.

Tabla 1. Categorías de protección de las áreas de estudio. Adaptado de Rodríguez-Uceda, 2009, p. 10.

Región	Estado	Categoría	Decreto	Programa de Manejo
Cabo Pulmo	Baja California	Parque Nacional	06-jun-95	03-dic-06
Bahías de Banderas	Nayarit	I. Isla Isabel, Parque Nacional	08-dic-80	16-jun-06
		II. Marietas, Parque Nacional	25-abr-05	15-dic-07
Bahías de Huatulco	Oaxaca	Parque Nacional	24-jul-98	02-dic-02

a) Cabo Pulmo, Baja California.

El Parque Nacional Cabo Pulmo (Figura 3), está ubicado en el Municipio de los Cabos, Baja California Sur, (entre las ciudades de la Paz y San José del Cabo), entre los 23°22'30" y los 23°30'00" latitud norte y los 109°28'03" y los 109°23'00" longitud oeste, en la costa del golfo de California. Su superficie es de 7,111 ha, de las cuales 99% está conformada por la porción marina y el restante 1% es la zona federal marítimo terrestre (ZOFEMAT) correspondiente (CONANP, 2006).

Es el arrecife coralino más norteño del Pacífico, se localiza en una zona de transición entre el Pacífico templado y el tropical. Debido a su carácter de ecotono, resultado de la confluencia de especies provenientes de las provincias biogeográficas Panámica, Californiana e Indo-Pacífico, la diversidad que se encuentra en él es una de las más altas en la costa mexicana del Pacífico (Kerstitich 1989 en CONANP, 2006). El arrecife presenta la cobertura coralina más extensa en el Golfo de California, ya que en él habitan 11 de las 14 especies de corales hermatípicos reportados para el golfo. En el caso de la comunidad ictiológica se tienen observaciones de 236 especies arrecifales (Villarreal-Cavazos et al., 2000; CONANP, 2006; Gámez, 2008)

Presenta surgencias en los meses de agosto a noviembre, lo que propicia un incremento en las concentraciones de fitoplancton en el mes de febrero. Recibe influencia del agua fría y baja salinidad de 34.6 ‰ ppm de la corriente de California en invierno y de aguas más cálidas con salinidad por arriba de 34.9 ppm del Golfo de California (Álvarez-Borrego & Lara-Lara 1991 en Alvarez-Filip, et al., 2006). La temperatura media en esta localidad varía entre los 19 y 31°C (Hernandez-Fonseca, 2010). Las concentraciones de oxígeno son bajas, desde 1ml/l en los primeros 100 m, hasta 0.5 ml/l a 150 m (Reyes-Bonilla y Calderon-Aguilera, 1999; Calderón-Aguilera y Reyes-Bonilla, 2006).

El arrecife se encuentra dividido naturalmente en tres secciones: 1) la sección norte, caracterizada por bancos de arena, baja cobertura coralina y una fuerte influencia estacional de agua dulce en verano y otoño; 2) una sección sur, con baja corriente por la protección de el Cabo los Frailes; y 3) una sección central con tres grandes

zonas de acuerdo a la distancia a la línea de costa (Reyes-Bonilla y Calderon-Aguilera, 1999; Alvarez-Filip, et al., 2006).

Cabo Pulmo fue decretado como Área Natural Protegida con categoría de Parque Nacional el 7 de junio de 1995 (Diario_Oficial_de_la_Federacion, 1995), los parques nacionales se decretan al representar biogeográficamente a nivel nacional, uno o más ecosistemas que se distingan entre otros aspectos por su belleza escénica, su valor científico, educativo, turístico y por la existencia de flora y fauna (Diario_Oficial_de_la_Federación, 2013). En dicho decreto fue decisivo la organización comunitaria local (Gámez, 2008) para el desarrollo de turismo alternativo con fines de aprovechamiento sustentable de los recursos naturales y conservación. Tradicionalmente la pesca artesanal y principalmente la deportiva se realizaba en zonas cercanas al arrecife, no existiendo cuotas fijas de captura. A partir de la declaratoria oficial del Parque, esta actividad quedó restringida a la pesca para consumo familiar y pesca deportiva en su modalidad de liberación, mientras que la pesca artesanal con fines comerciales se realiza fuera del polígono del Parque (CONANP, 2006).

b) Pacífico central

Islas Marietas, Nayarit.

El Parque Nacional Islas Marietas, se ubica entre los 20° 42' 47" y 20° 41' 11" latitud norte y 105° 33' 18" y 105° 33' 18" latitud oeste con una superficie de 1,400 ha. Estas islas son las integrantes más meridionales de las islas del Golfo de California, se localizan en la entrada de la Bahía de Banderas en el Océano Pacífico, frente a las costas del estado de Nayarit, México (CONANP, 2007). El parque se ubica a 39 km de Puerto Vallarta y cuenta con un plan de manejo desde 2007 (Tabla 1).

Es un sitio importante de reproducción, alimentación y descanso de aves marinas migratorias y residentes, siendo parte del sistema de Áreas de Importancia para la Conservación de las Aves en México (AICAS) con la categoría G-4 (AICA-29) (CONANP, 2007). Asimismo, cuenta con gran diversidad de especies coralinas, y la

mayor diversidad de peces de arrecife en Bahía de Banderas, con seis especies en categoría de protección: *Chromis limbaughi*, *Hippocampus ingens*, *Holacanthus passer*, *Opisthognathus rosenblatti* y *Pomacanthus zonipectus*.

En 2003 se decreto como sitio Ramsar por considerarse como humedal de importancia a nivel mundial y en 2008 la UNESCO la declaró como Reserva de la Biosfera. Las reservas de la biósfera deben cumplir tres funciones complementarias: una función para proteger los recursos genéticos, las especies, los ecosistemas y los paisajes; una función de desarrollo a fin de promover un desarrollo económico y humano sostenible; y una función de apoyo logístico para respaldar y alentar actividades de investigación, educación y observación permanente encaminadas a la conservación y al desarrollo sostenible (CONANP, 2007).

Las islas Marietas se encuentran ubicadas en la zona de transición entre las regiones biogeográficas neártica y neotropical, por lo cual, tanto en tierra como en la zona marina, cohabitan especies que se encuentran respectivamente en los límites sureño y norteño de su distribución. Asimismo, se localizan en una zona de confluencia de tres masas de agua, la Corriente de California, la Corriente Costera de Costa Rica y la masa de agua del Golfo de California (CONANP, 2007).

La termoclina costera, la actividad de surgencias hacia el sur y las aguas con menor transparencia y salinidad que van del al norte son condiciones importantes en las comunidades coralinas. Las comunidades presentan alta riqueza de especies, pero baja diversidad y uniformidad, por la predominancia del coral *Pocillopora damicornis* (Linnaeus, 1758) (Carriquiry, et al., 2001).

Isla Isabel, Nayarit.

El parque Nacional Isla Isabel se ubica entre los 21° 51' 21" y 21° 50' 56" N y 105° 53' 31" y 105° 52' 43" W. Se encuentra aproximadamente a 28 km de la costa de Nayarit y 61.5 km al sureste de las Islas Marías, tiene una superficie de 82,16 ha, Es una isla volcánica, y una de las principales áreas de anidación de aves marinas en la costa del Pacífico (Rodríguez-Uceda, 2009).

La porción terrestre de la isla fue declarada Parque Nacional en 1980, con un programa de manejo desde el 16 de junio del 2006 (Tabla 1). La zona marina adyacente no cuenta con protección legal y está sometida a actividades humanas como pesca y turismo (Galván-Villa et al., 2010).

c) Bahías de Huatulco, Oaxaca.

El Parque Nacional Bahías de Huatulco se ubica entre los 15° 39' 12" y 15° 47' 10" N y 96° 06' 30", 96° 23' W (Figura 3). Consta de nueve bahías con una superficie de 11,891 ha, que abarcan 35 kilómetros de litoral entre los ríos de Coyula y Copalita (Rodríguez-Uceda, 2009). Comprende una porción del litoral caracterizada por ser una costa de acantilados donde no existen llanuras y entre las cuales se han formado pequeñas bahías someras de fondo rocoso creando un ambiente propicio para el desarrollo de arrecifes (RAMSAR, 2003).

Fue decretada como Parque Nacional en 1998 y cuenta con un ambiente terrestre y otro marino. La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) identificó la zona Huatulco como una de las regiones terrestres prioritarias para la conservación y como área clave en el mapa de la biodiversidad mexicana (Benítez y Loa., 1996). Presenta elementos naturales que le confieren alta importancia para la conservación nacional e internacional de ecosistemas de bosques tropicales secos o selvas secas y arrecifes coralinos (CONANP, 2003).

Se encuentra localizado cerca del Istmo de Tehuantepec, por lo que las surgencias locales de noviembre a abril, pueden tener efectos importantes en las comunidades arrecifales. Con sus 17 especies es considerado como una de las zonas con mayor riqueza coralina en el PM (López-Pérez, et al., 2002).

La temperatura superficial del agua de mar fluctúa anualmente entre los 26 y 28°C, la salinidad promedio es de 35‰, las mareas son mixtas semidiurnas con una pleamar media de 0.98 m y una bajamar media de 0.04 m, y la profundidad de la termoclina es de 60 m durante la mayor parte del año (López-Pérez, et al., 2002; Calderón-Aguilera, et al., 2009).

En la zona se pueden diferenciar claramente dos condiciones ambientales debidas a las condiciones del viento y la dinámica oceanográfica. El clima tropical ocurre durante el verano y está dominado por la Corriente de California. En invierno la Corriente de California se debilita y las características locales dependen de la incidencia solar, los vientos y la lluvia.

El área marina está compuesta por recursos naturales, entre los que destacan las comunidades coralinas representativas del Pacífico sur, tortugas marinas, delfines, caracol púrpura, invertebrados marinos y una gran variedad de peces, algunos bajo estatus de protección de acuerdo a la NOM-059-SEMARNAT-2001 (CONANP, 2003).

Capítulo 3. Metodología

3.1 Fuente de datos para Coral Health Index.

Se realizó una revisión y clasificación de información presente en la base de datos del grupo “Arrecifes del Pacífico” de la Red Mexicana de Investigaciones Ecológicas a Largo Plazo de 1998 a la fecha. Con lo cual, se construyeron series de tiempo que permiten identificar las variaciones temporales en la comunidad béntica e íctica e integrar dichos valores por medio de un análisis ecológico con el índice Coral Health Index (CHI). Con éste índice se probó la existencia de una posible relación entre el establecimiento de programas de manejo y conservación para las zonas de estudio y sus cambios en el estado de salud.

El Coral Health Index se compone de tres métricas que actúan conjuntamente, -bentos, peces y microorganismos-, para describir la salud del ecosistema, en una escala de cero para un ambiente degradado a uno para un ambiente saludable (Kaufman, et al., 2011).

Solamente se integraron los valores de microorganismos en el ecosistema arrecifal Cabo Pulmo en 2013, por no ser un parámetro común en los monitoreos ecológicos arrecifales. De tal manera, estos datos servirán como línea base de la concentración de organismos de *Vibrio* spp en las aguas oceánicas del ecosistema. Para los demás sitios de estudio y años anteriores en Cabo Pulmo sólo se integraron los valores de la comunidad íctica y béntica, obteniendo valores puntuales de salud con esos dos parámetros, lo cual refleja la flexibilidad de uso del CHI.

De esta manera se analizaron para Cabo Pulmo los censos de comunidad íctica y béntica registrados desde 1998 a 2013, al igual que en el ecosistema Bahías de Huatulco, así como un ciclo anual de peces en 2006. En el caso del Pacífico central, se cuenta con datos del 2002 al 2012 en Islas Marietas y del 2008 al 2011 en Isla Isabel.

3.2 Comunidad íctica.

Se analizaron los censos registrados por cada sitio de estudio para obtener la biomasa total, en gramos del ensamblaje de peces presentes, así como la biomasa en g/m^2 , que se integró al Coral Health Index. Dicho valor referido al área elimina cualquier sesgo o variación en la interpretación de los resultados derivada de distintos esfuerzo de muestreo en cada censo.

Se analizaron los registros de censos visuales por dos técnicas; cilindro estacionario y transecto de banda. La técnica del cilindro estacionario modificada por Villarreal-Cavazos en 1988 (Bannerot & Bohnsack 1986 en Villarreal-Cavazos, et al., 2000) fue utilizada en Cabo Pulmo e Islas Marietas hasta el 2003 y en Bahías de Huatulco hasta el 2007. El método consiste en realizar conteos de los peces que aparecieron dentro de un cilindro que cubría el fondo oceánico hasta la superficie, con 7.5 m de radio en un tiempo de observación de 15 min (1998-Cabo Pulmo y 2003-Marietas) (176.7 m^2 totales de área de base de muestro). Los primeros 7.5 min consisten en anotar las especies vistas en el área de muestreo y el tiempo restante en contar el número de individuos de cada especie (Villarreal-Cavazos, et al., 2000). En 2002 y 2003 en Cabo Pulmo, así como hasta el 2007 en Bahías de Huatulco los cilindros fueron de 5 m de radio (78.54 m^2 totales de área) con 5 minutos de identificación y 10 restantes para conteo (Alvarez-Filip, et al., 2006; Calderón-Aguilera y Reyes-Bonilla, 2006; López-Pérez et al., 2008).

El segundo método, utilizado desde 2008, fue el de transectos de banda, en el cual se cuentan los organismos, de acuerdo a las especies presentes en transectos de 25 x 2, 30 x 2 y 50 x 2 m.

En los censos de 2010 a 2012 además de identificarse las especies presentes y registrar la abundancia, se especificó la talla de los organismos, dato necesario para el cálculo de la biomasa presente necesario en el Coral Health Index. Para aquellas especies no presentes en esos años pero si presentes históricamente se utilizó la talla registrada en la base de datos Fishbase (www.fishbase.org).

La biomasa se calculó mediante una ecuación de crecimiento isométrico:

$$W = aL^b \quad (1)$$

Donde:

W = biomasa del organismo

a y b = constantes de crecimiento

L = longitud del organismo

Las constantes de crecimiento fueron obtenidas de Fishbase, en el caso de no encontrarse, se utilizaron los valores para una especie del mismo género en el mismo sitio de estudio. La longitud del organismo se obtuvo por medio de la talla registrada en los últimos censos de cada sitio, al ya contar con dichos registros. El valor de talla promedio se ponderó por el número de individuos presentes y se utilizó para el cálculo de biomasa en años previos, de acuerdo a la ecuación:

$$L = (\sum_{i=1}^n A_i T_i) / (\sum_{i=1}^n A_i) \quad (2)$$

Donde:

L = talla promedio ponderada.

A_i =abundancia de peces por cada intervalo de clase.

T_i = talla promedio de cada intervalo de clase.

Con los valores de biomasa por especie en cada transecto o cilindro se construyó una matriz de biomasa. Los valores de biomasa por especie se sumaron para obtener la biomasa total del ensamblaje de peces en dicho monitoreo en g totales y dividiendo entre el área muestreada, g/m^2 .

Los valores de biomasa por especie se utilizaron para la construcción de una matriz de niveles tróficos en la que se diferenció el número de individuos, la biomasa que aportó y el nivel trófico al que pertenece obtenido de Fishbase, agrupando para fines prácticos en nivel 2 a herbívoros, nivel 3 a planctívoros y nivel 4 a carnívoros. Con dicha matriz se calculó la composición trófica a nivel histórica en abundancia, densidad, biomasa y los cambios temporales.

3.3 Comunidad béntica.

Se analizaron censos realizados desde 1998 hasta 2012 para Cabo Pulmo y Bahías de Huatulco, mientras que en el Pacífico central se revisaron registros desde 2008 a 2011 en Isla Isabel e Islas Marietas, con la finalidad de diferenciar en el tipo de cobertura presente, como coral pétreo, alga coralina incrustante, alga filamentosa y macroalgas (Kaufman, et al., 2011) e integrar dichos valores al Coral Health Index.

La cobertura coralina fue obtenida en los censos de 1998 por medio de transectos de banda de 10 m de largo en Bahía Banderas y 20 m de largo en Bahías de Huatulco, usando cuadrantes de 1 x 1 m divididos en 100 celdas de 100 cm². Mientras que en el Golfo de California se obtuvo por el método de punto por intersección (PIT) en transectos de 50 m de largo (100 puntos/transecto) a diversas profundidades (1-12 m en el Golfo de California, 3-12 m en Bahía de Banderas y 2-7 m en Oaxaca) (Reyes-Bonilla, et al., 2002).

En censos de 2002 a 2003 se utilizó el método intersección de puntos (PIT), con un transecto de 25 m de largo en Cabo Pulmo con 100 puntos/transecto, paralelo a la playa a profundidades 0-4 m, 5 a 8 m y >8 m, y transectos de banda de 20 m de largo, usando cuadrantes de 1 m² divididos en 100 en Islas Marietas (Calderón-Aguilera y Reyes-Bonilla, 2006).

3.4 Microorganismos.

Se realizó un muestreo en el mes de mayo 2013 en el ecosistema arrecifal Cabo Pulmo, en el cual se obtuvieron muestras de agua para la cuantificación de *Vibrio* spp y su integración al CHI.

Se colectaron entre el 18 y 20 de mayo del 2013, dos muestra de agua oceánica en frascos estériles de 250 ml, sobre el área bentónica del ecosistema arrecifal del Parque Nacional Cabo Pulmo cada diez metros en transectos de 50 m, en cinco sitios El Bajo, El Bledito, Chopitos, El Islote y Las Tachuelas.

La cuantificación de *Vibrio sp.* se realizó mediante la técnica de filtración y conteo en TCBS (Tiosulfato Citrato Bilis Sucrosa), para lo cual se utilizaron filtros estériles de membranas de nitrocelulosa de 47 mm de diámetro y una luz de malla de 0.22 μ . Se filtraron por duplicado 10 ml de agua, colocando los filtros con la muestra en cajas de Petri de 5 cm de diámetro con medio de cultivo TCBS (Costagliola et al., 2005). De igual manera se filtró 1 ml de agua, el cual se colocó en tubos de ensaye con 9 ml de suero fisiológico, preparado disolviendo 9 g de NaCl en 1 litro de agua destilada y esterilizados por 15 min a 120° C a 1.05 kg/m² de presión. Asimismo, se realizó un sembrado directo de 0.1 ml de agua en cajas de Petri de 10 cm de diámetro.

Las cajas con cultivo se incubaron a 28°C durante 24 horas y se realizó el conteo de las colonias que crecieron durante el periodo de incubación, las cuales se expresaran en unidades formadoras de colonia tipo *Vibrio* presentes en 1 ml (BTV/ml).

3.5 Análisis de diversidad α y β

La diversidad biológica se define como la variabilidad entre los organismos vivientes de todas las fuentes, incluyendo entre otros, los organismos terrestres, marinos y de otros ecosistemas acuáticos, así como los complejos ecológicos de los que forman parte, esto incluye diversidad dentro de las especies, entre especies y de ecosistemas (United_Nations_Environmental_Program, 1992).

La riqueza de especies ha sido considerada como el mejor indicador de la diversidad biológica (Reyes-Bonilla et al., 2010), sin embargo, en el presente estudio, se consideran dos categorías para evaluar la biodiversidad: la diversidad α considerada como la riqueza de especies de una localidad particular o riqueza local, regida por las interacciones ecológicas como competencia y depredación; y la diversidad β , considerada como el grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre comunidades relativamente cercanas, comúnmente entre hábitats, resultando así un buen indicador de heterogeneidad ambiental o sucesión ecológica (Whittaker, 1970; Moreno, 2001).

Es posible obtener valores de diversidad mediante índices ecológicos para tener una aproximación más robusta de las comunidades, con base en la riqueza de especies (S), como el índice de Margaleff, α de Fisher y Shannon-Wiener (H') que contempla la cantidad de especies presentes en el área de estudio (riqueza de especies) y la cantidad relativa de individuos de cada una de esas especies (abundancia); así como métodos basados en la estructura de la comunidad como son la equitatividad de Pielou (J') que mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada y dominancia con el índice de Simpson (λ) basado en la probabilidad de ocurrencia de los organismos (Moreno, 2001).

De esta manera, se realizó el cálculo para la comunidad íctica de los siguientes índices ecológicos (Zar, 1999; Moreno, 2001; Alvarado Peña y Barreno Coba, 2010), por medio del programa Primer 6.

- Índice de Shannon-Wiener:

$$H' = - \sum_{i=1}^k p_i \log p_i \quad (3)$$

Donde:

k = número de categorías

p_i = la proporción de observaciones encontradas en la categoría i .

- Índice de equitatividad de Pielou:

$$J' = \frac{H'}{H'_{max}} \quad (4)$$

Donde:

$H'_{max} = \ln (S)$.

- Índice de Margaleff:

$$D_{Mg} = \frac{S-1}{\log N} \quad (5)$$

Donde:

S = número de especies

N= número total de individuos.

- Índice de Simpson.

$$\lambda = \sum p_i^2$$

$$1 - \lambda = 1 - (\sum p_i^2)$$

$$\lambda' = \{\sum_i N_i (N_i - 1)\} / \{N (N - 1)\}$$

$$1 - \lambda' = 1 - \{\sum_i N_i (N_i - 1)\} / \{N (N - 1)\} \quad (6)$$

Donde:

p_i = abundancia proporcional de la especie i .

N = número de individuos de una especie.

- Índice α de Fischer

$$S = \alpha \log\left(1 + \frac{n}{\alpha}\right) \quad (7)$$

Donde:

S = número de especies de la muestra

α = diversidad de especies en la comunidad

n= número de individuos de la muestras.

El análisis de diversidad β resultó de gran utilidad al permitir reconocer cambios temporales en las comunidades, resultantes de presiones ambientales o antropogénicas (Moreno, 2001). Por lo cual, se realizó un análisis de similitud, a partir de datos cuantitativos (biomasa por especie) para evitar sesgos por esfuerzo de muestreo al introducir valores totales de abundancia.

Se comparó temporalmente al ecosistema respecto a la serie histórica construida, por medio del coeficiente similitud de Bray-Curtis (Clarke y Warwick, 2001).

$$S' = 100 \left\{ 1 - \frac{\sum_{i=1}^p |y_{ij} - y_{ik}|}{\sum_{i=1}^p (y_{ij} + y_{ik})} \right\} \quad (8)$$

Donde:

y_{ij} = el valor en renglón i , columna j . para i especies de la muestra j .

y_{ik} = el valor para i especies de la muestra k .

Debido a que las similitudes son dominadas por los valores máximos registrados, se realizó una transformación previa de los datos con raíz cuadrada, de esta manera, la transformación cumple el objetivo de disminuir el peso de las especies abundantes, para que la similitud pueda también depender de especies menos comunes (Clarke y Warwick, 2001).

Los datos transformados fueron utilizados para construir una matriz de similitud entre censos con el programa PRIMER 6. La matriz fue empleada para realizar un análisis de Cluster o agrupación jerárquica, el cual permite encontrar agrupaciones naturales entre las muestras (Clarke y Warwick, 2001). De esta manera, el dendograma obtenido representó las similitudes entre censos con base en distancias del promedio grupal.

Capítulo 4. Resultados

4.1 Comunidad íctica.

En Cabo Pulmo en 2011 se registraron hasta 75 especies de peces y 24,484 organismos, mientras que los valores mas bajos se presentaron en 1998 con 39 especies y en 2002 con 1089 organismos (Figura 4).

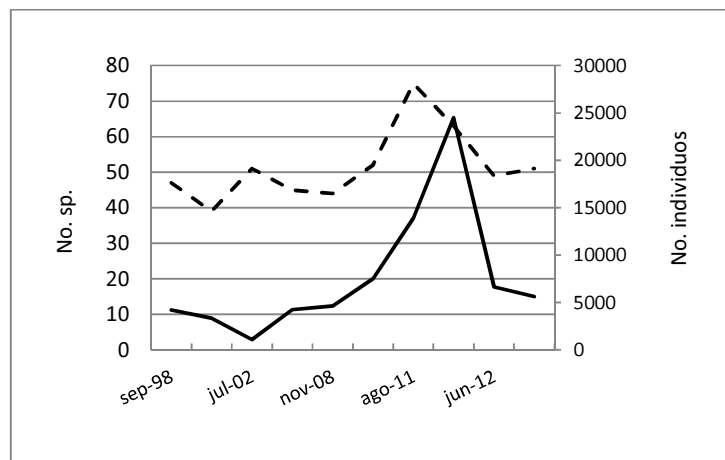


Figura 4. Total de organismos (línea continua) y de especies (línea discontinua) registrados en Cabo Pulmo entre septiembre de 1998 y mayo de 2013

La biomasa de peces en Cabo Pulmo registró un valor máximo en noviembre de 2011 de 921.04 g/m^2 (Figura 5), lo anterior debido a la presencia de un cardumen visitante de 1150 organismos de *Caranx sexfasciatus* con tallas de hasta 55 cm aportando 581 g/m^2 , 63% del total de biomasa.

Al presentarse dicha especie en el ecosistema solamente en 2011 y 2012, se consideró su presencia como un evento aislado realizando un ajuste en los valores de biomasa reduciéndose así hasta un 60%, es decir, de 9.21 a 3.40 ton/ha (Tabla 2, Figura 5).

Tabla 2. Biomasa de peces en Cabo Pulmo respecto a datos de 1998 a 2013, con valores totales y valores sin *Caranx sexfasciatus* en 2011.

Fecha	Cabo Pulmo Biomasa ictica			
	g totales	toneladas	g/m2	ton/ha
sep-98	282620.42	0.28	88.85	0.89
dic-98	151709.108	0.15	71.54	0.72
jul-02	101906.43	0.10	86.50	0.87
may-03	162633.86	0.16	108.98	1.09
nov-08	699105.27	0.70	436.94	4.37
oct-10	475254.93	0.48	495.06	4.95
ago-11	1608706.14	1.61	277.36	2.77
ago-11 *	1254512.86	1.25	216.30	2.16
nov-11	5894645.67	5.89	921.04	9.21
nov-11 *	2174049.27	2.17	339.70	3.40
jun-12	643331.54	0.64	321.66	3.22
may-13	671333.33	0.67	209.79	2.10
Media	1069124.67	1.07	301.77	3.02
Desv. Est.	1751932.628	1.75	264.66	2.65
Error est.	554009.74	0.55	83.69	0.84
N	10	10	10	10
(*) sin <i>Caranx sexfasciatus</i>				
Media	661645.70	0.66	237.53	2.38
Desv. Est.	636085.8071	0.64	154.13	1.54
Error est.	201147.99	0.20	48.74	0.49
N	10	10	10	10

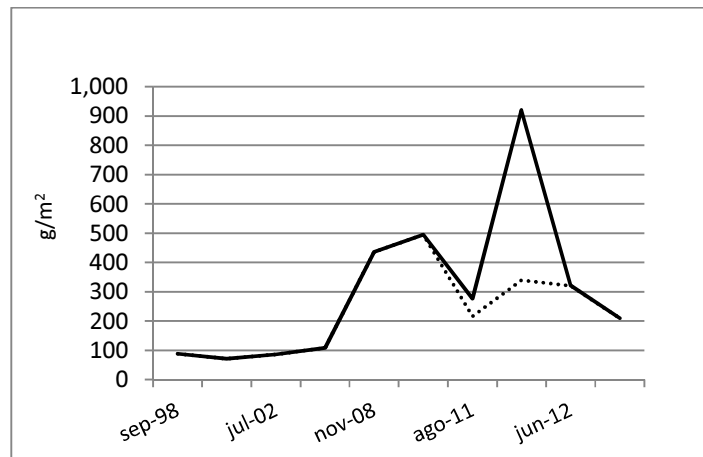


Figura 5. Biomasa de peces en Cabo Pulmo con valores totales en g/m^2 (línea continua) y valores sin *Caranx sexfasciatus* para 2011 y 2012 (línea punteada).

En la composición trófica de peces en Cabo Pulmo, se registró a nivel histórico una predominancia de planctívoros con 53 especies y el 73% del total de organismos presentes (Tabla 3). Los valores más altos de acuerdo al elenco sistemático se encontraron en agosto del 2011 con 34 especies planctívoras, 22 herbívoras y 19 carnívoras (Figura 6). Sin embargo, los valores máximos de biomasa se encontraron representados por herbívoros hasta el 2011 que los carnívoros registraron valores de 6.30 ton/ha en noviembre (Figura 7, Apéndice 1.1). La densidad más alta se encontró en octubre de 2010 con un valor de 7.83 individuos/m² (Apéndice 1.1), de los cuales 6.6 individuos/m² pertenecieron a planctívoros (Figura 8).

Tabla 3. Composición trófica de peces en Cabo Pulmo de 1998 a 2013.

	Composición Histórica en Cabo Pulmo						
	Total	herbívoro (nivel 2)		planctívoro (nivel 3)		carnívoro (nivel 4)	
		No.	% del total	No.	% del total	No.	% del total
Total especies	112	29	26	53	48	30	26.79
Total individuos	757	10467	14	55667	74	9635	12.72

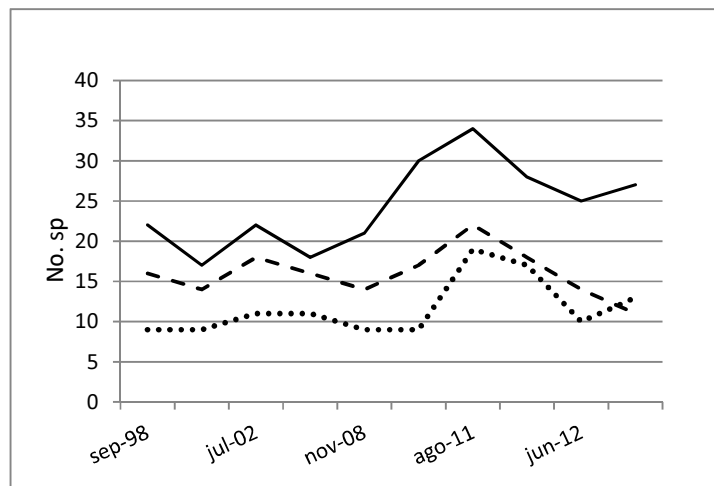


Figura 6. Número de especies en cada nivel trófico de la comunidad íctica en Cabo Pulmo. Planctívoros (línea continua), herbívoros (línea discontinua) y carnívoros (línea punteada).

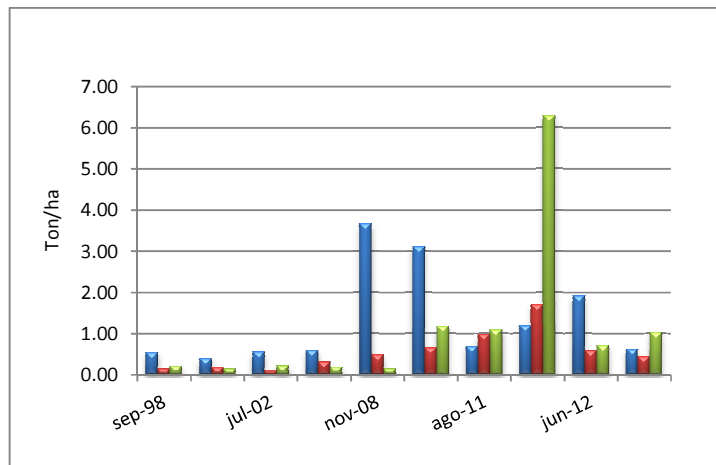


Figura 7. Cambios temporales en la biomasa relativa (ton/ha) en Cabo Pulmo de los grupos tróficos. Herbívoros (barra azul), planctívoros (barra roja) y carnívoros (barra verde).

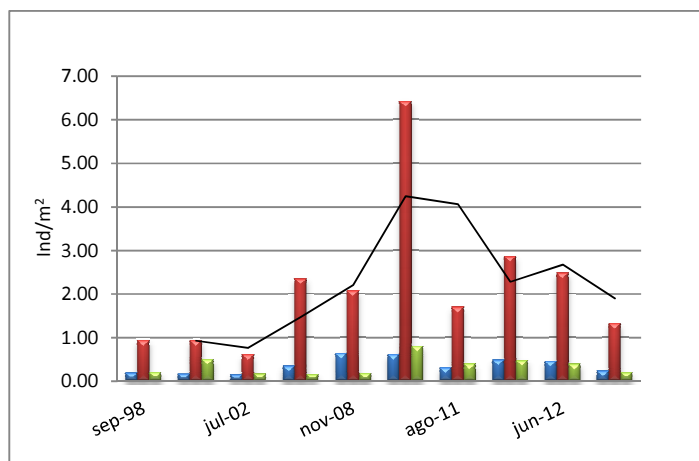


Figura 8. Densidad de peces en Cabo Pulmo entre septiembre de 1998 y mayo de 2013. Herbívoros (barra azul), planctívoros (barra roja) y carnívoros (barra verde), la línea continua es la media de herbívoros.

En la comunidad ictica de Bahías de Huatulco, se registran hasta 68 especies en el año 2011, mientras que el valor mas bajo se presentó en 2003 con 27 especies. Con relación al número de organismos, el valor máximo se presentó en el año 2009 con 8,655 organismos y el valor mínimo al siguiente año con 1,282 organismos (Apéndice 1.2, Figura 9)

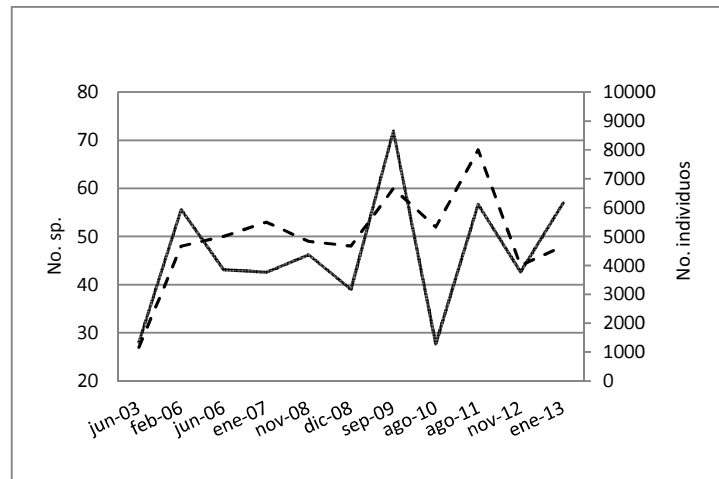


Figura 9. Total de organismos (línea continua) y de especies (línea discontinua) registrados en Bahías de Huatulco entre junio de 2003 a enero de 2013.

La biomasa de peces se incrementó con valores en el 2003 de 34 g/m^2 a valores de 139 g/m^2 en el año 2013 (Tabla 4). Sin embargo, se presentó un registro de 456 g/m^2 para noviembre de 2008, sobresaliendo de la media histórica de 152 g/m^2 , resultado de la presencia de *Prionurus punctatus* para ese censo con 305 organismos de talla de 28 cm, aportando el 60% de la biomasa registrada para tal fecha (Tabla 4, Figura 10). Asimismo, es posible apreciar una tendencia cíclica estacional, observada en el año 2006 al contar con datos de un ciclo anual.

Tabla 4. Biomasa de peces en Bahías de Huatulco de 2003 a 2013, con valores totales y valores sin *Prionurus punctatus* en 2008 y 2009.

Fecha	Bahías de Huatulco			
	Biomasa íctica			
	g totales	ton	g/m2	ton/ha
jun-03	53381.53	0.05	34.00	0.34
feb-06	205445.16	0.21	52.34	0.52
mar-06	591920.37	0.59	150.81	1.51
may-06	97723.41	0.098	24.90	0.25
jun-06	517586.16	0.52	131.87	1.32
sep-06	241141.60	0.24	61.44	0.61
oct-06	71857.82	0.07	18.31	0.18
nov-06	345552.42	0.3	88.04	0.88
dic-06	413612.25	0.41	105.38	1.05
ene-07	202695.73	0.20	51.64	0.52
nov-08	437762.30	0.44	456.00	4.56
nov-08*	176234.18	0.18	183.58	1.84
dic-08	93667.53	0.09	167.26	1.67
sep-09	928579.66	0.93	190.79	1.91
sep-09*	314631.67	0.31	64.65	0.65
ago-10	84477.93	0.08	132.00	1.32
ago-11	375099.31	0.38	240.45	2.40
nov-12	232993.47	0.23	121.35	1.21
ene-13	268519.91	0.27	139.85	1.40
Media	303648.03	0.30	152.63	1.27
Desv. Est.	228748.04	0.23	166.86	1.05
Error est.	55479.55	0.06	40.47	0.25
N	17	17	17	17
(*) sin <i>Prionurus punctatus</i>				
Media	252149.44	0.25	129.19	1.04
Desv. Est.	158104.71	0.16	148.19	0.62
Error est.	38346.02	0.04	35.94	0.15
N	17	17	17	17

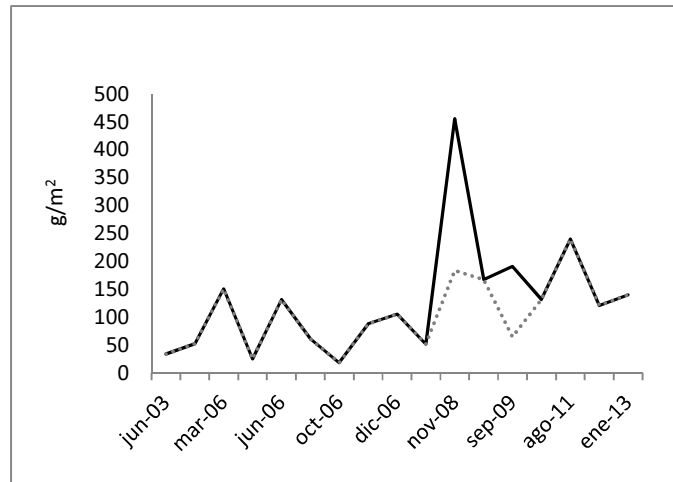


Figura 10. Biomasa de peces en Bahías de Huatulco con valores totales en g/m² (línea continua) y valores sin *Prionurus punctatus* para noviembre 2008 y septiembre 2009 (línea punteada).

La composición trófica de peces demuestra a nivel histórico una mayoría de especies planctívoras con el 49% del total de especies presentes y el 66% de la densidad (Tabla 5). Respecto al elenco sistemático se encontraron los valores máximos en agosto del 2011 con 34 especies planctívoras, 19 herbívoras y 16 carnívoras, mientras que los valores mínimos se encontraron en 2003 con valores de 11 especies planctívoras, 10 herbívoras y 6 carnívoras (Figura 11). El valor máximo de densidad, se presentó en diciembre del 2008 con 5.67 individuos/m², de los cuales 4.89 ind/m² corresponden a planctívoros (Apéndice 1.2, Figura 12).

Tabla 5. Composición trófica de peces en Bahías de Huatulco del año 2003 al 2013.

	Composición Histórica en Bahías de Huatulco						
	Total	herbívoro (nivel 2)		planctívoro (nivel 3)		carnívoro (nivel 4)	
		No.	% del total	No.	% del total	No.	% del total
Total especies	102	28	28	50	49	24	23.53
Total individuos	48431	10610	22	32376	67	5445	11.24
Densidad (ind/m²)	1.88	0.41		1.26		0.21	

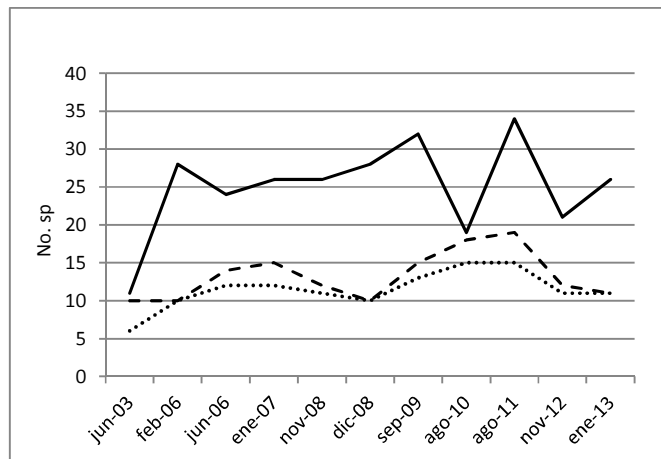


Figura 11. Número de especies en cada nivel trófico de la comunidad íctica en Bahías de Huatulco. Planctívoros (línea continua), herbívoros (línea discontinua) y carnívoros (línea punteada).

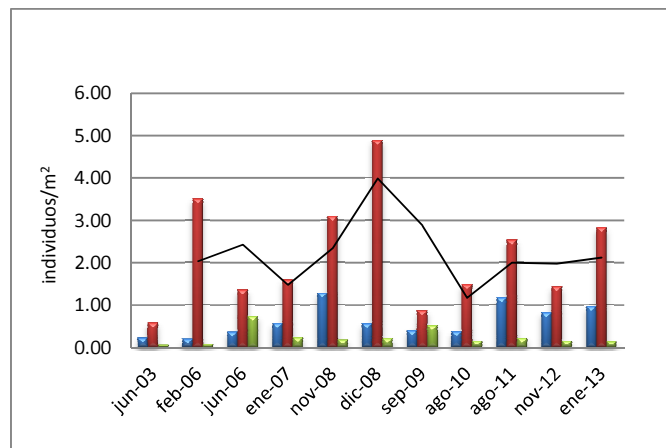


Figura 12. Densidad de peces en Bahías de Huatulco entre junio de 2003 y enero de 2013. Herbívoros (barra azul), planctívoros (barra roja) y carnívoros (barra verde), la línea continua es la media de planctívoros.

La biomasa máxima registrada respecto a composición trófica, fue de 4.56 ton/ha en noviembre de 2008 (Apéndice 1.2), de los cuales el 41% corresponden a organismos herbívoros. Los altos valores presentes en este año de biomasa de herbívoros, así como en el año 2009 y 2011 (Figura 13) son resultados de la presencia de la especie *Prionurus punctatus*, al aportar el 60% de la biomasa total para el 2008, el 66% para el 2009 y el 26% para el 2011.

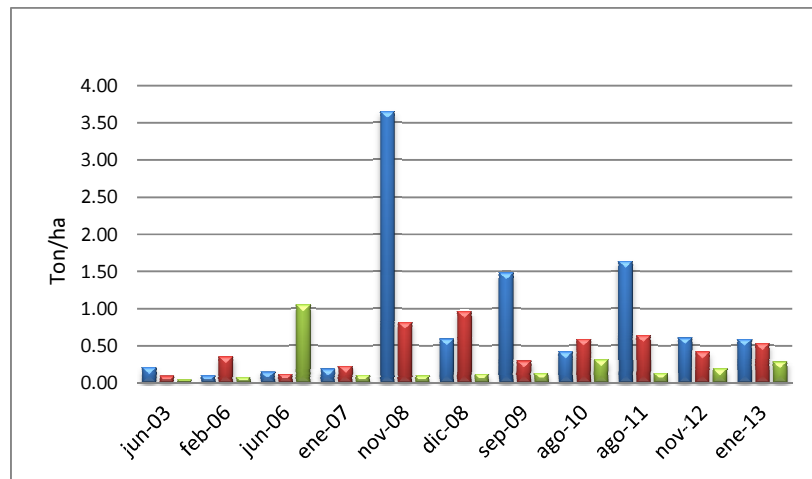


Figura 13. Cambios temporales en la biomasa relativa (ton/ha) en Bahías de Huatulco de los grupos tróficos. Herbívoros (barra azul), planctívoros (barra roja) y carnívoros (barra verde).

En Islas Marietas se registraron hasta 67 especies en 2010, el máximo valor de organismos con 6145 y biomasa con 228 g/m², mientras que los valores mínimos se presentaron en 2009 con 31 especies, 1810 organismos y 23 g/m² (Tabla 6, Figura 14).

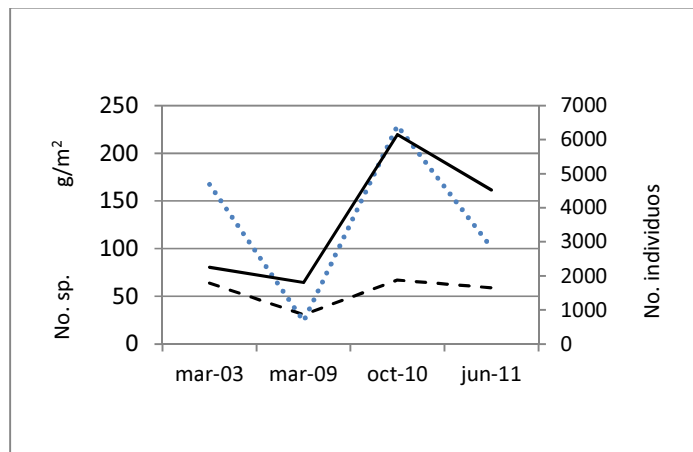


Figura 14. Total de organismos de la comunidad íctica (línea continua), especies (línea discontinua) y biomasa (línea punteada) registrados en Islas Marietas de 2003 a 2011.

Tabla 6. Biomasa de peces en Islas Marietas.

Fecha	Islas Marietas Biomasa ictica			
	g totales	ton	g/m2	ton/ha
jul-03	91936.69	0.09	167.31	1.67
mar-09	19158.00	0.02	23.95	0.24
oct-10	663367.93	0.66	228.75	2.29
jun-11	303044.65	0.30	101.01	1.01
Media	269376.82	0.27	130.26	1.30
Desv. Est.	288938.85	0.29	88.00	0.88
Error est.	144469.42	0.14	44.00	0.44
N	4	4	4	4

En la composición trófica de peces, se registró a nivel histórico una mayoría de planctívoros con el 50% del total de especies y el 57% de la densidad (Tabla 7). La serie histórica cuenta con 64 especies en 2003, presentando un descenso en 2009 con sólo 31 especies, sin embargo, para 2010 se registraron 67 especies, de las cuales 33 fueron planctívoras (Figura 15, Apéndice 1.3). La densidad presentó una disminución con un registro de 4.09 individuos/m² en 2003 a 1.01 en 2011 (Figura 16, Apéndice 1.3)

Tabla 7. Composición trófica de peces en Islas Marietas de 2003 a 2011.

	Composición Histórica en Islas Marietas						
	Total	herbívoro		planctívoro		carnívoro	
		No.	% del total	nivel 2	nivel 3	nivel 4	% del total
Total especies	95	25	27	48	50	22	23.16
Total individuos	14726	3643	25	8484	58	2599	17.65
ind/m2	2.03	0.50		1.17		0.36	

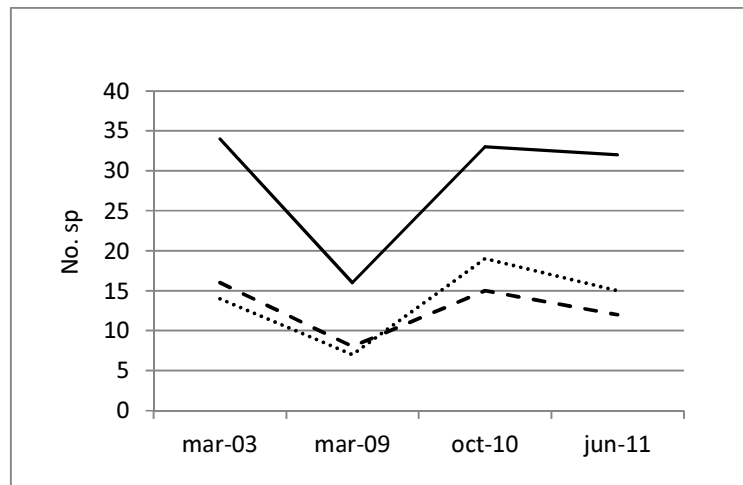


Figura 15. Número de especies en cada nivel trófico de la comunidad íctica en Islas Marietas. Planctívoros (línea continua), herbívoros (línea discontinua) y carnívoros (línea punteada).

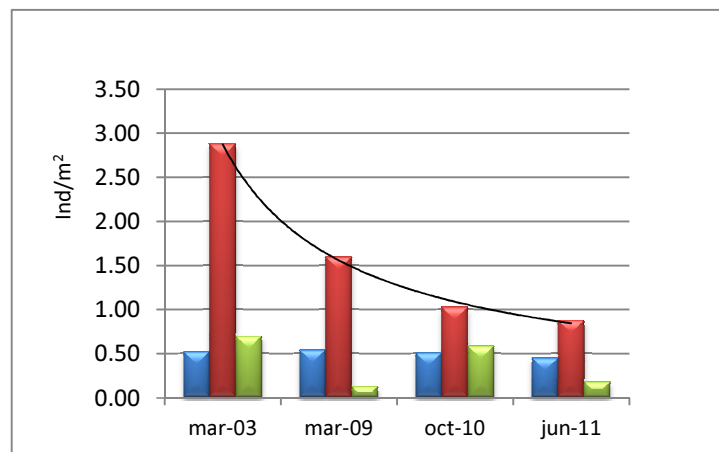


Figura 16. Densidad de peces en Islas Marietas entre marzo de 2003 y junio de 2011. Herbívoros (barra azul), planctívoros (barra roja) y carnívoros (barra verde), la línea continua es la media de planctívoros.

La biomasa respecto a composición trófica presentó una mayoría de herbívoros, aún al presentar una notable disminución en 2009 con valores 16 g/m^2 de un total de 23 g/m^2 , a excepción de 2003, que presentó mayoría de planctívoros con 94 g/m^2 y un valor total de 167 g/m^2 . En 2010 se presentó el valor máximo de biomasa con 228 g/m^2 , de los cuales 108 pertenecen a herbívoros (Figura 17, Apéndice 1.3)

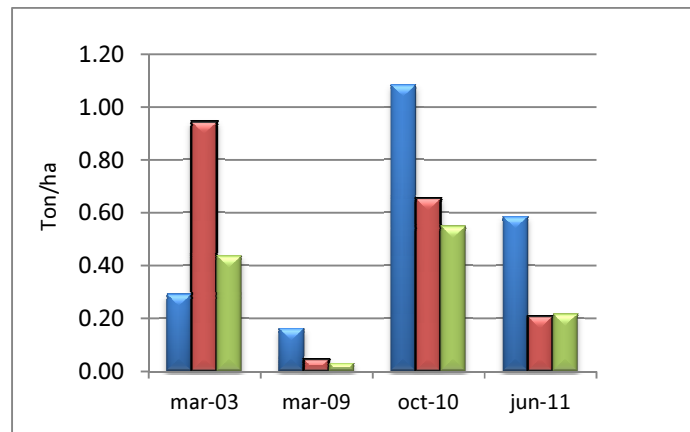


Figura 17. Cambios temporales en la biomasa relativa (ton/ha) en Islas Marietas de los grupos tróficos. Herbívoros (barra azul), planctívoros (barra roja) y carnívoros (barra verde).

En Isla Isabel se registraron hasta 65 especies y 11156 individuos en noviembre de 2010, mientras que en marzo de 2009 y 2011 se presentaron 59 especies y un valor cercano a 4430 individuos (Figura 18). La biomasa de peces presenta un valor medio de 65 g/m^2 , con un valor máximo para 2009 de 94.6 g/m^2 y un valor mínimo en noviembre de 2010 con 30.60 g/m^2 (Tabla 8, Figura 18).

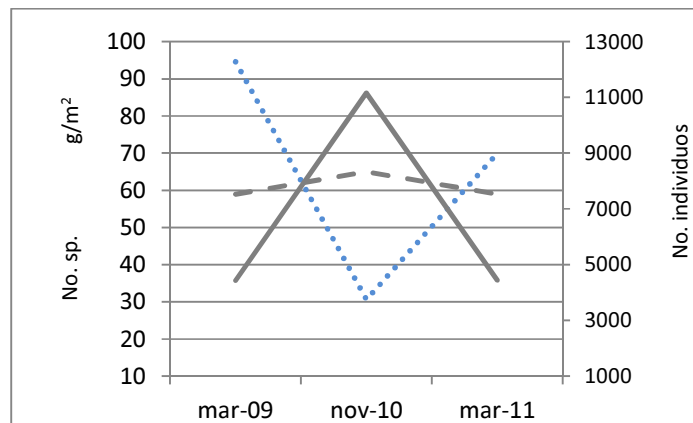


Figura 18. Total de organismos (línea continua), especies de peces (línea discontinua) y biomasa (línea punteada) registrados en Isla Isabel de 2009 a 2011.

Tabla 8. Biomasa de peces en Isla Isabel de 2009 a 2011.

Fecha	Isla Isabel			
	Biomasa ictica			
	g totales	ton	g/m2	ton/ha
mar-09	293443.82	0.29	94.66	0.95
nov-10	55081.20	0.06	30.60	0.31
mar-11	216779.51	0.22	69.93	0.70
Media	188434.84	0.19	65.06	0.65
Desv. Est.	121682.99	0.12	32.31	0.32
Error est.	70253.71	0.07	18.65	0.19
N	3	3	3	3

Se presentó la mayor densidad en noviembre de 2010 con 6.20 individuos/m² (Apéndice 1.4), de los cuales el 68% fueron planctívoros con 4 individuos/m², mientras que 2009 y 2011 presenta valores menores a 1 individuo/m² (Figura 19), por el contrario la biomasa se encuentra mayormente representada en 2009 y 2011 por herbívoros con 0.59 ton/ha y 0.44 ton/ha respectivamente (Figura 20).

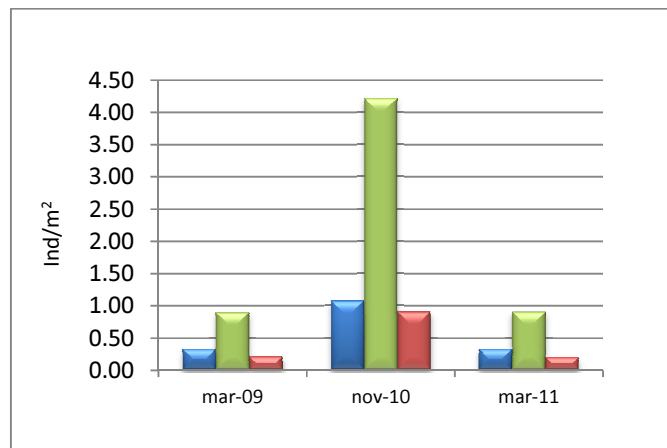


Figura 19. Densidad de peces en Isla Isabel de 2009 a 2011. Herbívoros (barra azul), planctívoros (barra verde) y carnívoros (barra roja).

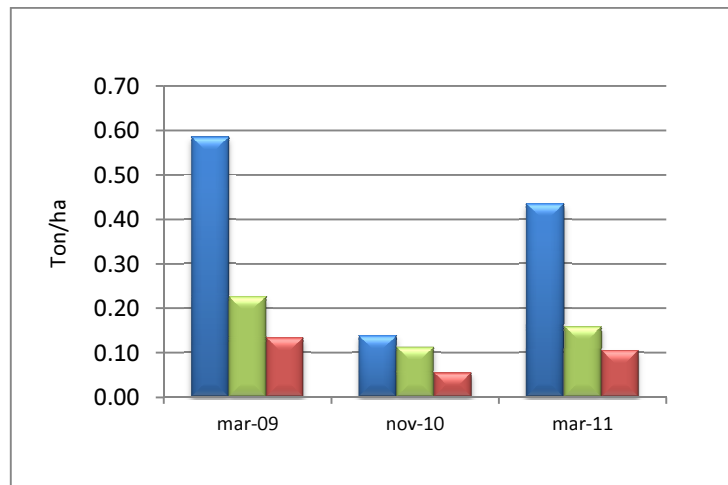


Figura 20. Cambios temporales en la biomasa relativa (ton/ha) en Isla Isabel de los grupos tróficos. Herbívoros (barra azul), planctívoros (barra verde) y carnívoros (barra roja).

4.2 Composición béntica.

Cabo Pulmo presenta un aumento en la cobertura coralina de un 7% al 2012 en comparación con los primeros registros de 1998, disminuyendo el porcentaje ocupado por arena y roca, alcanzando valores de 20% y 17% respectivamente (Tabla 9). Se presenta dominancia del género *Pocillopora*, con el 15% de cobertura total en 2012 (Figura 21, Apéndice 1.5), así como los valores mínimos de coral muerto con un valor del 2%. Las algas carnosas disminuyeron un 13% entre 2008 y 2012, presentando un 8% de alga coralina incrustante, 5% de macroalga y 0% de alga filamentosa (Tabla 9). Es así posible apreciar a nivel histórico una disminución de roca y coral muerto, así como un aumento en coral vivo y algas (Figura 22).

Tabla 9. Composición béntica en Cabo Pulmo registrada de 1998 a 2012.

Cobertura béntica en Cabo Pulmo (%)									
Fecha	Coral pétreo vivo	Macroalga	CCA*	TA*	Algas carnosas	Coral muerto	Arena	Roca	Otros organismos
dic-1998	16.67	nd	nd	nd	nd	9.25	7	67.08	nd
jul-2002	19.44	nd	nd	nd	nd	17.9	27.9	34.7	nd
may-2003	11.89	nd	nd	nd	nd	22.4	30	35	nd
jun-2008	16.26	0.95	2.04	nd	34.13	7.68	12.91	26.63	0.22
nov-2008	8.38	nd	3.90	nd	nd	nd	31.34	43.29	12.85
jun 2012	23	5.84	8.21	0	21.30	2	20	17	6.29

* TA: Alga filamentosa, CCA: Alga coralina incrustante, nd: no se registró.

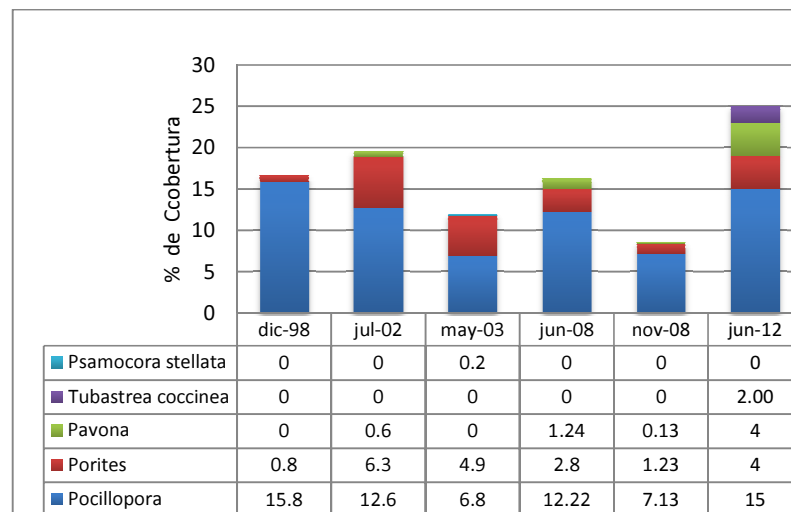


Figura 21. Composición de cobertura coralina en Cabo Pulmo con base a registros de 1998 a 2012.

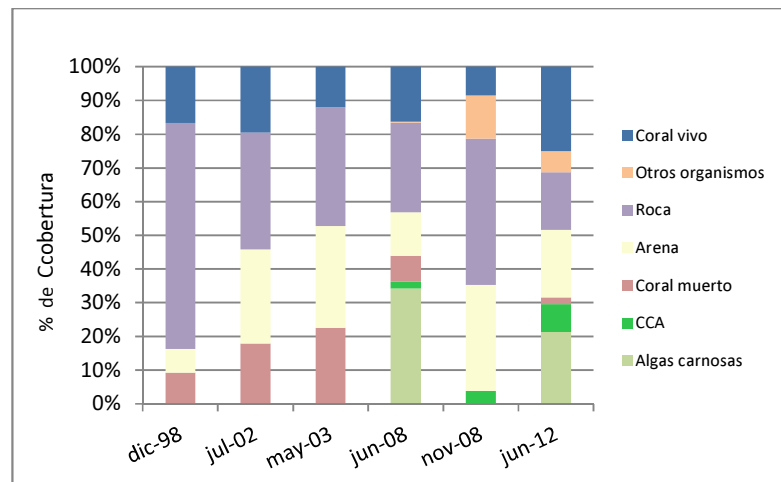


Figura 22. Composición béntica en Cabo Pulmo de 1998 a 2012.

En Bahías de Huatulco se presenta un incremento de 20% respecto a la cobertura coralina presente entre 1998 y 2011 (Tabla 10), presentando una dominancia del género *Pocillopora* al contar con 8 de las 11 especies de corales hermatípicos presentes (Figura 23, Apéndice 1.6). Es posible apreciar una disminución en la cobertura coralina viva en 2002, disminuyendo de 69% a 21%, sin embargo se presentó una recuperación gradual hasta un 89% en 2011. El coral muerto alcanzó el valor máximo en 2003 con un 56%, disminuyendo con 7% en 2009 (Figura 24, Tabla 10). La cobertura algal se incrementó a 10% en 2011, mientras que en 1998 se presentó 1% de alga viva y 9% de alga muerta, sin existir diferenciación histórica registrada en tipo de alga presente (Tabla 10).

Tabla 10. Composición de cobertura béntica en porcentaje en Bahías de Huatulco de 1998 al 2012.

	jun-98	mar-02	jun-02	jun-03	nov-03	nov-08	sep-09	ago-11
Coral vivo	69.69	21.51	23.21	23.13	40.85	62.63	77.16	89.00
Algas	1.2	32.46	1.14	1.03	2.045	4.8	7.05	10.00
Arena	0	0	25.4	25.85	0.325	4.4	1.06	0
Roca	3.3	0.075	0	0	0.05	15	7.67	0
Coral muerto	16.6	45.95	50.25	50	56.73	12.9	7.05	nd
TOTAL %	100 *	100	100	100	100	100	100	100

* 9.32 % Alga muerta

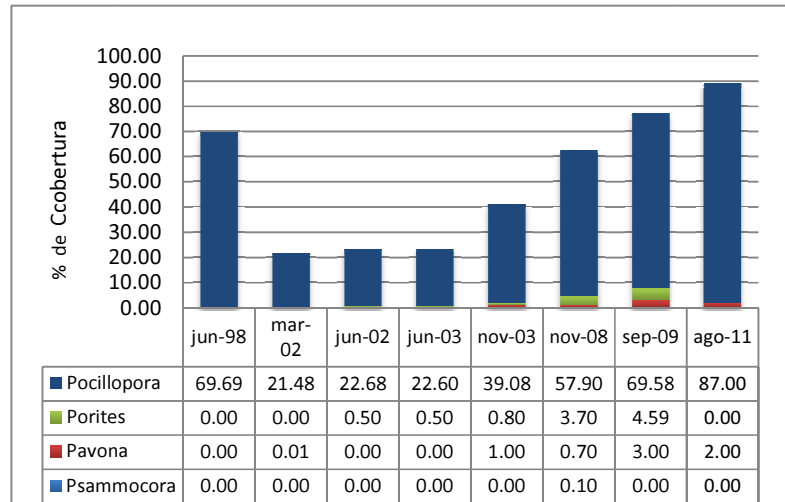


Figura 23. Cobertura coralina presente en Bahías de Huatulco de 1998 al 2011.

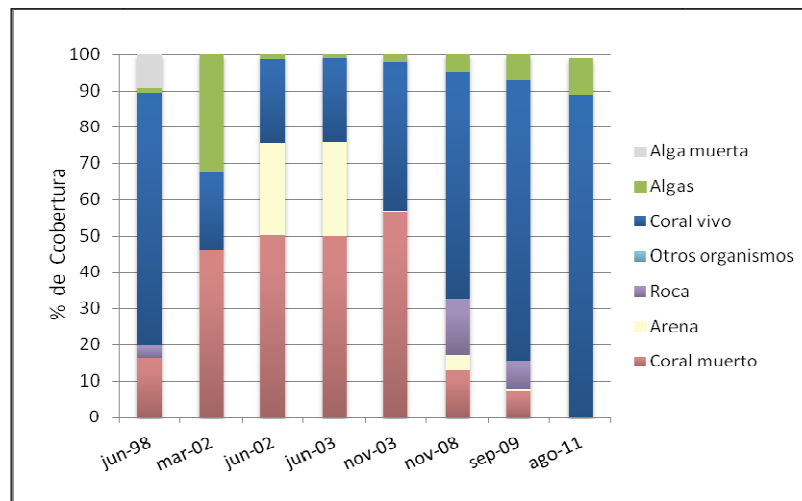


Figura 24. Composición béntica en Bahías de Huatulco de 1998 a 2011

En Islas Marietas se incrementó la cobertura coralina hermatípica de 7% a 14% entre 2002 y 2011, alcanzado un valor máximo en 2005 de 30%, mientras que el coral muerto se redujo de un 6% en 2010 a menos de 1% en 2011. Igualmente, la cobertura algal presento una disminución de 25% en 2004 a 10% en 2011, sin existir diferenciación histórica registrada en tipo de alga presente (Tabla 11, Figura 25).

Tabla 11. Composición de cobertura béntica en porcentaje en Islas Marietas de 2002 a 2011.

Fecha	Coral vivo	Algas	Arena	Roca	Coral muerto	Otros
2002	7.36	nd	0	92.64	0	
2004	23.86	25.45	17.61	33.01	0.06	
2005	30.00		0	70	0	
2008	11.75	0	nd	nd	nd	88.25
2010	14.38	10.65	13.345	55.3	6.235	0.1
2011	14.86	10.1625	10.92	63.1425	0.6625	0.25

nd: no se registro

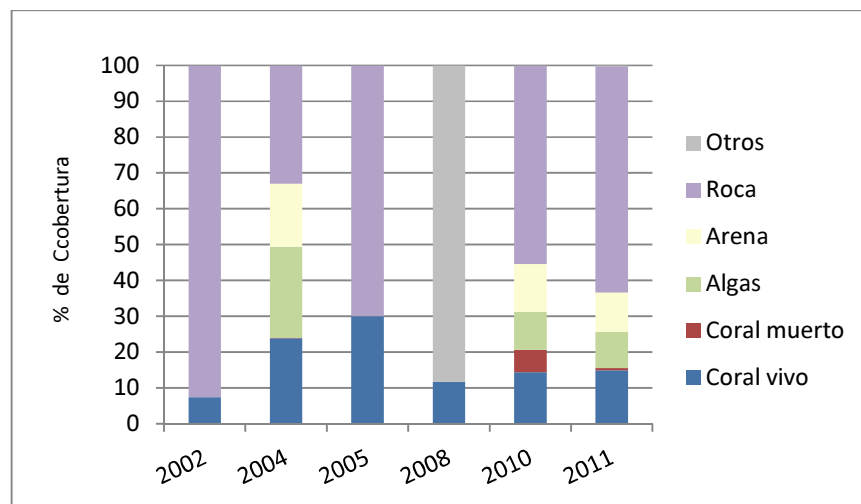


Figura 25. Composición béntica en Islas Marietas de 2002 a 2011.

La composición coralina se encuentra representada mayormente por el género *Pocillopora* (Apéndice 1.7), el cual después de presentar su valor máximo en 2005 con 18% presenta un descenso al 4% en 2008, recuperándose gradualmente al 2011 con un 9%, mientras que los otros géneros presentes han continuado disminuyendo en cobertura (Figura 26).

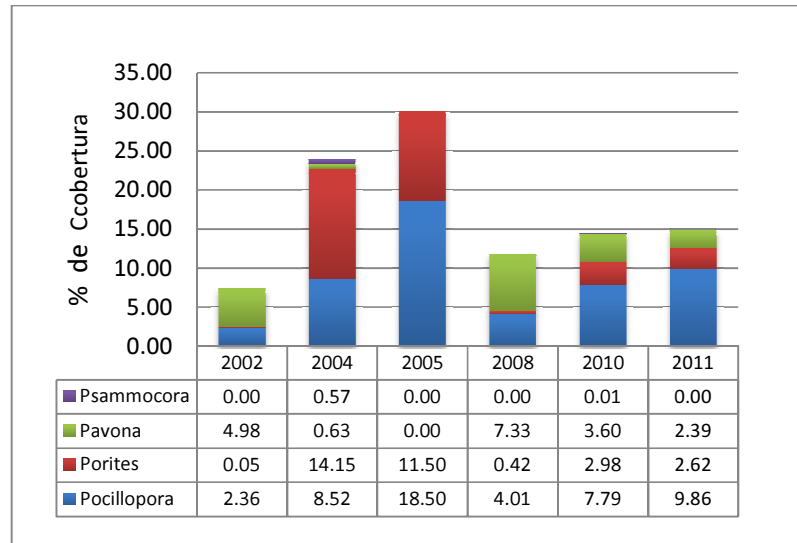


Figura 26. Cobertura coralina presente en Isla Marietas de 1998 a 2011.

En Isla Isabel se registró un aumento de coral vivo de 5% en 2008 a 9% en 2011, mientras que el coral muerto disminuyó de 6% en 2010 a 4% en 2011 (Tabla 12). La cobertura algal disminuyó de 84% en 2009 a 23% en 2011 (Figura 27), encontrándose mayormente representada por algas carnosas, mientras que las algas coralinas incrustantes sólo cuentan con 4% para 2009, sin existir registros de algas en los otros años de estudio (Tabla 12).

Tabla 12. Composición de cobertura béntica en porcentaje en Islas Isabel de 2008 a 2011.

Fecha	Coral vivo	Algas carnosas	CCA	Arena	Roca	Coral muerto	Otros
2008	5.40	nd	nd	nd	nd	nd	94.6
2009	4.24	79.32	4.97	6.39	4.70	0.02	4.61
2010	9.63	nd	nd	7.16	73.31	6.84	
2011	9.58	nd	nd	10.59	52.07	4.67	

CCA: Alga coralina incrustante, nd: no se registro

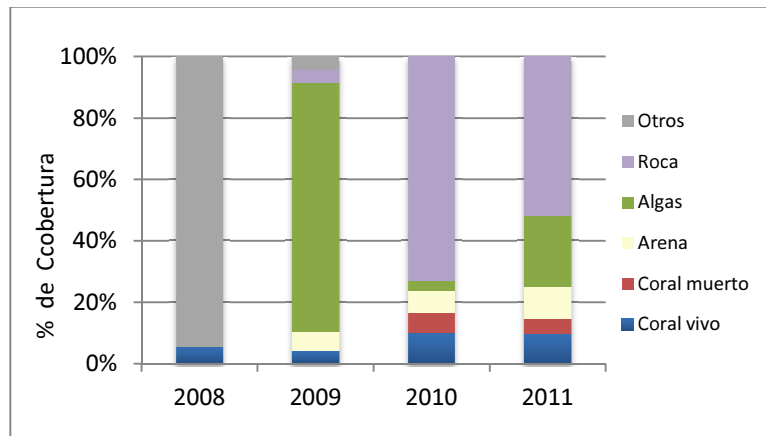


Figura 27. Composición béntica en Isla Isabel de 1998 a 2011

La cobertura coralina se encuentra representada mayormente por el género *Pocillopora*, con un valor máximo en 2011 de 5%, seguido por *Porites* con 3%, mientras que *Pavona* presento su valor más alto en 2010 con 1% (Figura 28, Apéndice 1.8).

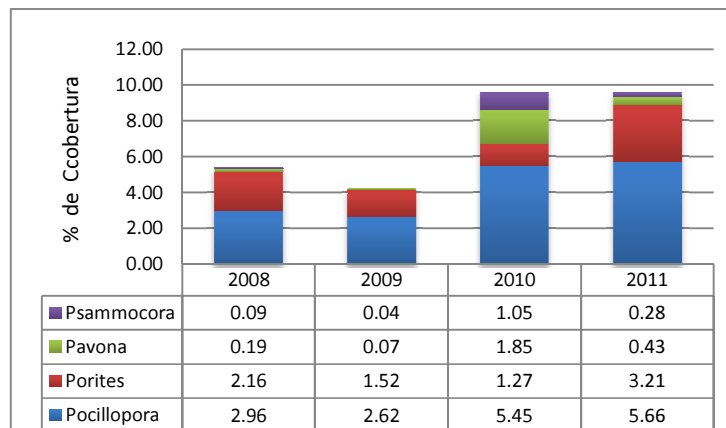


Figura 28. Cobertura coralina presente en Isla Isabel de 1998 al 2011.

4.3 Microorganismos.

Al realizar el conteo de colonias obtenidas por medio del sembrado de Bacterias Tipo *Vibrio* (BTV) en TCBS con muestras de agua oceánica del Parque Nacional Cabo Pulmo en mayo de 2013, se obtuvo un promedio por sitio desde 1.7×10 BTV en El Bajo a 8.9×10^3 BTV en las Tachuelas, encontrando diferencias de dos órdenes de magnitud (Tabla 14, Figura 29). El ecosistema presenta un valor promedio de 1.7×10^3 colonias de bacterias tipo *Vibrio* (Tabla 13).

Se encontró dominancia de colonias amarillas, es decir, colonias de bacterias fermentadoras de sacarosa como *Vibrio corallilyticus*, *V. shilloni*, *V. cholerae*, *V. alginolyticus* con valores medios de 1.7×10^3 , mientras que las colonias verdes, bacterias no fermentadoras de sacarosa, como lo son *Vibrio parahemolyticus* y *Vibrio vulnificus* con 6.8×10 colonias de bacterias (Tabla 13, Figura 30).

Tabla 13. Datos estadísticos de las colonias de bacterias tipo *Vibrio* en Cabo Pulmo, mayo de 2013.

Sitio	Colonias Verdes			Colonias Amarillas			Total Bacterias Tipo <i>Vibrio</i>		
	n	media	Error Est	n	media	Error Est	n	media	Error Est
El Bajo	8	13	2.36	9	45.89	16.55	10	51.70	15.58
El Bledito	2	12	1.00	9	218	25.32	9	220.67	25.34
Chopitos	9	16.22	1.65	10	85.10	11.91	10	99.70	12.52
El Islote	9	86.67	13.23	10	2602	1003.64	10	2680	1013.70
Las Tachuelas	9	177.50	26.71	9	6211.25	1156.51	9	6388.75	1138.08
General	36	68.72	6.81	46	1716	283.14	47	1732.13	281.39

Tabla 14. Bacterias Tipo *Vibrio* presentes en muestras de agua oceánica del ecosistema arrecifal Cabo Pulmo, mayo 2013.

Sitio	Muestra	Temp	Colonias verdes	Colonias Amarillas	BTV
El Bajo	1	26	17.5	19.5	3.7×10
El Bajo	2	26	7	30	3.7×10
El Bajo	3	26	14	127.5	1.34×10^2
El Bajo	4	26	8.5	8.5	1.7×10
El Bajo	5	26	12	21	3.3×10
El bledito	1	26	0	306.5	3×10^2
El bledito	2	26	6.5	272.5	2.79×10^2
El bledito	4	26	0	200	2×10^2
El bledito	5	26	5.5	134	1.4×10^2
Chopitos	1	24	3.5	86	9×10
Chopitos	2	24	15	116.5	1.31×10^2
Chopitos	3	24	23	96	1.19×10^2
Chopitos	4	24	16.5	62	7.85×10
Chopitos	5	24	15	65	8×10
El islote	1	22	80	420	5×10^2
El islote	2	22	130	2575	2.6×10^3
El islote	3	22	70	1030	1.1×10^3
El islote	4	22	130	8310	8.4×10^3
El islote	5	22	135	7430	7.2×10^2
Las Tachuelas	1	25	135	7430	7.5×10^3
Las Tachuelas	2	25	160	7280	7.4×10^3
Las Tachuelas	3	25	140	8835	8.9×10^3
Las Tachuelas	5	25	275	1300	1×10^3

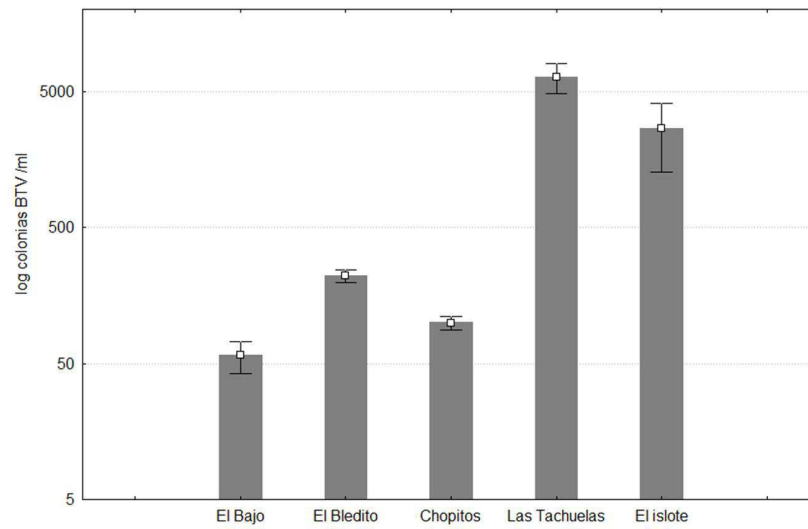


Figura 29. Valores observados de colonias Tipo *Vibrio* total (BTV) /ml por sitio en Cabo Pulmo en 2013. Valores en barra con respecto a medias, cajas con media y bigotes con error estándar.

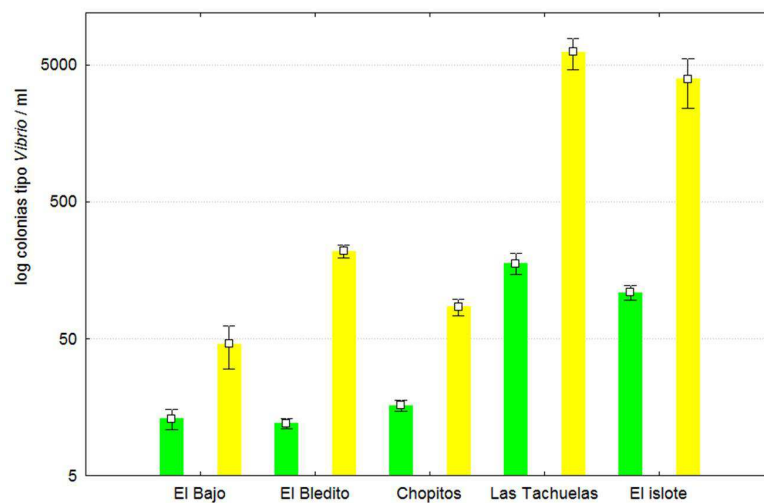


Figura 30. Valores de colonias amarillas y verdes de bacterias tipo *Vibrio* / ml en escala logarítmica en Cabo Pulmo. Valores en barra con respecto a medias, cajas con media y bigotes con error estándar

4.4 Diversidad biológica

En los índices ecológicos calculados para determinación de diversidad α en Cabo Pulmo, el valor máximo de α de Fisher para la comunidad íctica se presenta en 2002, mientras que el valor mínimo se registra en 2008 con la menor riqueza de especies calculada por el índice de Margaleff (d) (Tabla 15). Los valores mínimos presentes respecto al índice ecológico de Shannon-Wiener y equitatividad de Pielou (J'), así como la mayor dominancia por el índice de Simpson al contar con el valor mínimo en $1-\lambda'$ se encontraron en noviembre de 2011 (Tabla 15), año en que se presentó el mayor aporte de biomasa de *Caranx sexfasciatus* (Tabla 2). Sin dicha contribución los valores mínimos para el índice de Margaleff, equitatividad, Shannon-Wiener, α de Fischer y mayor dominancia se presentan en noviembre de 2008, mientras los máximos y menor dominancia se presentan en agosto del 2011 (Apéndice 1.9).

Tabla 15. Valores de índices ecológicos de la comunidad de peces en Cabo Pulmo. Máximos en rojo y mínimos en verde.

Año	S	N	D	J'	Fisher	$H'(\log_e)$	$1-\text{Lambda}'$
sep-98	47	88.85	10.25	0.60	40.44	2.34	0.84
dic-98	40	71.55	9.13	0.66	37.43	2.45	0.84
jul-02	51	86.50	11.21	0.55	52.17	2.18	0.77
may-03	45	108.98	9.38	0.64	28.69	2.46	0.84
nov-08	44	436.94	7.07	0.48	12.20	1.82	0.73
oct-10	56	495.06	8.86	0.59	16.23	2.38	0.84
ago-11	75	277.36	13.15	0.67	33.78	2.89	0.91
nov-11	63	921.04	9.08	0.38	15.32	1.58	0.58
Jun-12	49	321.66	8.31	0.58	16.10	2.26	0.79
may-13	51	209.79	9.35	0.61	21.45	2.41	0.87

Con respecto al análisis de diversidad β , por medio del análisis de similitud se encontraron dos grupos, uno para los primeros cinco años de estudio y otro para los últimos seis años con una diferencia de 55% (Figura 31, Apéndice 1.10). Los valores máximos de similitud con un 69% se encuentran en los censos de 2011 que presenta un 54% con 2013, mientras que el valor mínimo se presenta entre julio 2002 y noviembre 2011 con 39% (Tabla 16, Apéndice 1.10).

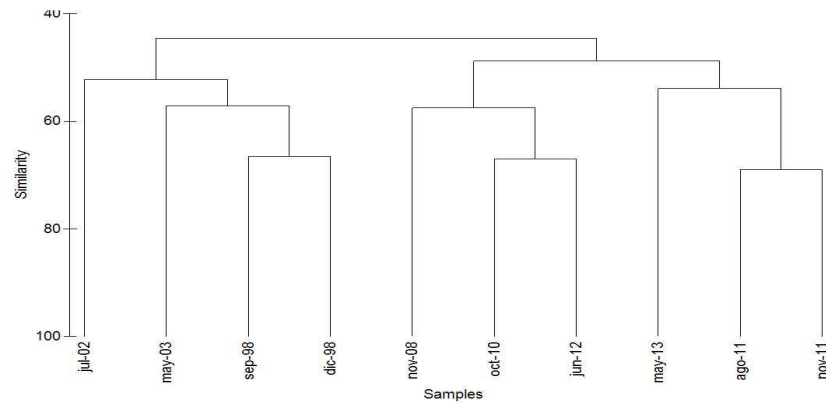


Figura 31. Dendrograma de agrupación jerárquica en la comunidad íctica de Cabo Pulmo de 1998 a 2013, usando asociación promedio- grupal de similitud calculada por el coeficiente de Bray-Curtis con datos de biomasa transformados.

Tabla 16. Matriz de similitud (0-100) de biomasa íctica en Cabo Pulmo

	sep-98	dic-98	jul-02	may-03	nov-08	oct-10	ago-11	nov-11	jun-12	may-13
sep-98										
dic-98	66.628									
jul-02	58.6	47.239								
may-03	58.246	56.074	51.049							
nov-08	50.375	45.068	45.364	53.364						
oct-10	42.873	41.013	42.382	41.571	57.528					
ago-11	47.039	48.89	42.024	47.613	48.619	51.909				
nov-11	40.167	38.79	34.66	39.951	42.129	44.587	68.99			
jun-12	51.003	46.875	44.213	51.453	57.59	67.07	59.447	51.122		
may-13	46.929	50.007	33.744	45.558	43.893	44.56	56.525	51.369	53.272	

En Bahías de Huatulco, el valor máximo de equitatividad se presentó en 2003 año con la menor biomasa y riqueza de especies calculada con el índice de Margalef. El valor máximo de riqueza de especies se presenta en 2011, mientras que valor máximo de α de Fisher se registra en febrero de 2006. El máximo valor del índice de diversidad de Shannon-Wiener se presentó en 2007 al igual que la menor dominancia al presentar un valor de $1-\lambda'$ (Tabla 17).

Tabla 17. Valores de índices ecológicos de la comunidad íctica en Bahías de Huatulco. Máximos en rojo y mínimos en verde.

fecha	S	N	d	J'	Fisher	H'(loge)	1-Lambda'
Jun-03	27	34.00	7.37	0.77	60.72	2.54	0.91
feb-06	48	52.31	11.87	0.61	282.68	2.36	0.85
jun-06	50	131.80	10.04	0.33	29.37	1.29	0.45
ene-07	53	51.64	13.18	0.77	0	3.05	0.95
nov-08	49	456.00	7.84	0.46	13.92	1.79	0.63
dic-08	48	167.26	9.18	0.76	22.52	2.95	0.93
sep-09	60	190.79	11.23	0.40	30.10	1.66	0.56
ago-10	52	132.99	10.45	0.73	31.65	2.91	0.90
ago-11	68	240.45	12.22	0.69	31.58	2.90	0.89
nov-12	44	121.35	8.96	0.73	24.81	2.76	0.89
ene-13	48	139.85	9.51	0.64	25.82	2.48	0.87

La mayor similitud entre años de estudio se encontró entre noviembre de 2008 y agosto de 2011 con un 69% (Figura 32), mientras que la menor similitud se presentó en 2010 con respecto al 2003 en un 32% (Tabla 18). Se obtuvieron así tres grupos representativos con un 50% de similitud (Figura 32, Apéndice 1.11).

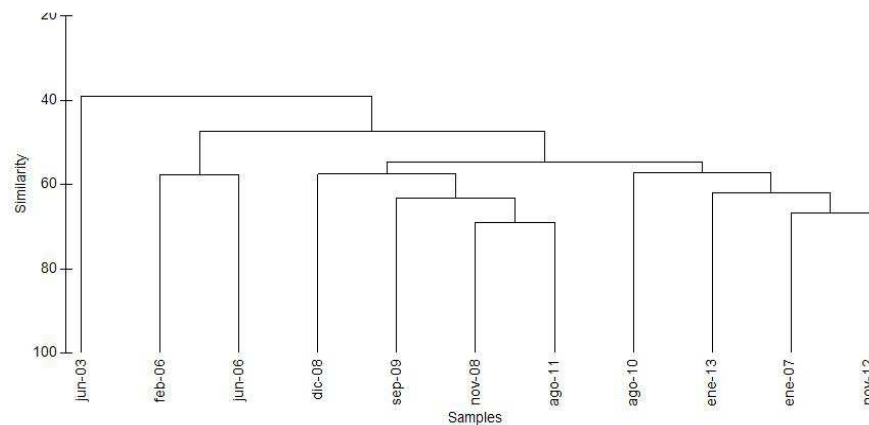


Figura 32. Dendrograma de agrupación jerárquica en la comunidad íctica de Bahías de Huatulco de 2003 a 2013, usando asociación promedio-grupal de similitud calculada por el coeficiente de Bray-Curtis con datos de biomasa transformados por raíz cuadrada.

Tabla 18. Matriz de similitud (0-100) de biomasa íctica en Bahías de Huatulco.

	jun-03	feb-06	jun-06	ene-07	nov-08	dic-08	sep-09	ago-10	ago-11	nov-12	ene-13
jun-03											
feb-06	47.077										
jun-06	43.844	57.671									
ene-07	49.575	63.885	59.396								
nov-08	33.143	48.203	42.051	56.813							
dic-08	35.049	42.584	42.625	49.61	52.95						
sep-09	35.028	49.009	44.68	59.49	66.613	51.767					
ago-10	32.658	41.718	41.986	54.542	47.567	47.006	53.189				
ago-11	33.594	39.402	41.832	49.898	68.963	67.792	59.813	50.861			
nov-12	44.087	52.014	50.882	66.758	61.954	61.525	54.536	56.479	62.788		
ene-13	35.793	51.591	45.861	61.734	55.653	52.551	59.741	60.936	52.867	62.302	

En Islas Marietas se registraron los valores máximos de H' , equitatividad y menor dominancia en 2003, mientras que el valor máximo de α de Fisher se encuentra en 2011 con la mayor riqueza de especies. La mayor dominancia y menor equitatividad se presentó entre 2010 con la mayor biomasa (Tabla 19). La mayor similitud se encuentra en 2010 y 2011 con un 68%, mientras la menor se encuentra entre 2003 y 2009 con 28% (Tabla 20, Figura 33).

Tabla 19. Valores de índices ecológicos de la comunidad íctica en Islas Marietas. Máximos en rojo y mínimos en verde

Fecha	S	N	d	J'	Fisher	H'(loge)	1-Lambda'
mar-03	64	167.31	12.31	0.79	37.88	3.29	0.95
mar-09	31	23.95	9.45	0.70	0.00	2.41	0.88
oct-10	67	228.75	12.15	0.60	31.89	2.51	0.85
jun-11	58	101.02	12.35	0.69	56.68	2.79	0.89

Tabla 20. Matriz de similitud (0-100) en biomasa íctica en Islas Marietas.

	mar-03	mar-09	oct-10	jun-11
mar-03				
mar-09	28.893			
oct-10	41.938	41.547		
jun-11	41.95	51.114	68.177	

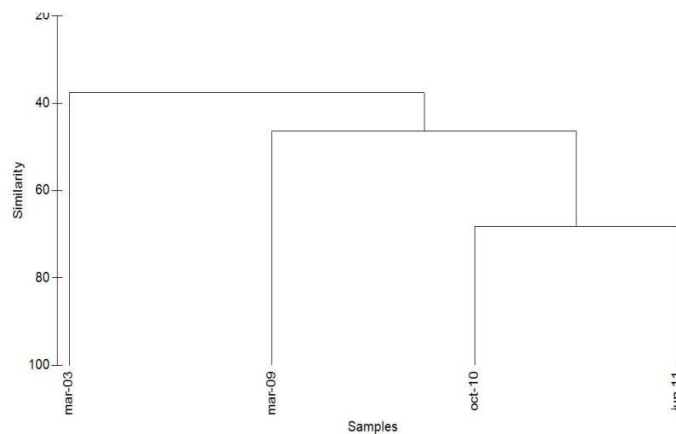


Figura 33. Dendrograma de agrupación jerárquica en la comunidad íctica de Islas Marietas de 2003 a 2011, usando asociación promedio-grupal de similitud calculada por el coeficiente de Bray-Curtis con datos de biomasa transformados con raíz cuadrado.

En Isla Isabel se registraron los valores máximos del índice de Shannon-Wiener, riqueza de especies por el índice de Margaleff, α de Fisher y la menor dominancia con 0.90 de $1-\lambda'$ en noviembre de 2010, año con la menor biomasa (N). La menor riqueza de especies, así como menor α de Fisher se presentaron en marzo de 2009 con la mayor biomasa registrada, mientras que el valor menor para H' y equitatividad, así como mayor dominancia se presentan en marzo de 2011 (Tabla 21). Se encontró la mayor similitud entre 2009 y 2011 con 87% (Tabla 22).

Tabla 21. Valores de índices ecológicos de la comunidad íctica en Isla Isabel. Máximos en rojo y mínimos en verde.

Fecha	S	N	d	J'	Fisher	H'(loge)	1-Lambda'
09-mar	59	293214.38	4.61	0.68	5.41	2.76	0.89
10-nov	65	55081.20	5.86	0.67	7.28	2.81	0.90
11-mar	59	216779.51	4.72	0.64	5.58	2.62	0.86

Tabla 22. Matriz de similitud (0-100) en biomasa íctica en Isla Isabel.

	mar-09	nov-10	mar-11
mar-09			
nov-10	51.069		
mar-11	87.496	52.795	

4.5 Integración del Coral Health Index.

Los valores de la comunidad béntica, íctica y microorganismos (Cabo Pulmo) se integraron al Coral Health Index, de acuerdo con la siguiente escala (Kaufman, et al., 2011):

ESCALA	CATEGORIA
0.8 a 1	Muy sano
0.6 a 0.79	Sano
0.4 a 0.59	Regular
0.2 a 0.39	Degradado
0 a 0.19	Muy degradado

Cabe mencionar, que los valores para salud béntica se obtuvieron solamente con datos de cobertura coralina, al no contar con diferenciación de algas presentes.

Se obtuvo para el ecosistema arrecifal Cabo Pulmo, un valor máximo de salud para bentos en 2012, mientras que el valor mínimo se presenta en 2008 con una categoría de degradación (Tabla 23).

Para la comunidad íctica el valor máximo de salud se presenta en noviembre de 2011, con la mayor biomasa aportada por *Caranx sexfasciatus* (Tabla 2), por lo cual, se realiza el ajuste sin dicha aportación, registrando el valor máximo de salud en 2010 y un valor de muy degradado en 1998 (Tabla 23).

Al integrar los valores de cobertura bentónica y comunidad íctica al índice ecológico Coral Health Index en Cabo Pulmo con el ajuste correspondiente, se obtuvo el valor máximo de salud en 2012, mientras que se presentan valores de salud regular de 1998 a 2003 (Tabla 24).

Tabla 23. Valores de CHI para la comunidad íctica y bentónica en Cabo Pulmo.

CABO PULMO			
Fecha	Bentos	Peces	Peces *
2013		0.23	0.42
2012	1	0.35	0.65
2011-nov		1	0.69
2011-ago		0.30	0.44
2010		0.54	1
2008-nov	0.34	0.47	0.88
2008-jun	0.65		
PROGRAMA DE MANEJO 2006			
2003	0.48	0.12	0.22
2002	0.78	0.09	0.17
1998-dic	0.67	0.08	0.14
1998-sep		0.10	0.18
AREA PROTEGIDA 1995			

* Valores sin *Caranx sexfasciatus*

Tabla 24. Valores de Coral Health Index en el ecosistema arrecifal Cabo Pulmo.

CABO PULMO			
Fecha	Bentos	Peces	CHI
2012	1	0.65	1.00
2008	0.34	0.88	0.74
2006	PROGRAMA DE MANEJO		
2003	0.48	0.22	0.42
2003	0.78	0.17	0.58
1998	0.67	0.14	0.49
1995	DECRETO DE AREA PROTEGIDA		

El ecosistema arrecifal Islas Marietas registró el valor máximo de salud béntica en 2005 y el valor mínimo en 2002 con un estado de degradación, mientras que en los últimos años se registro un estado de salud regular (Tabla 25). Con relación a la comunidad íctica el valor máximo de salud se registró en 2010 y el valor mínimo en 2009 con un estado de salud muy degradado, mientras que en 2011 presenta un valor de salud regular.

Al incorporar los valores de bentos y peces al índice ecológico Coral Health Index se obtuvo un valor final de muy sano en 2010 y apenas sano en 2011 (CHI 0.63) (Tabla 26).

Tabla 25. Valores de CHI para la comunidad íctica y béntica en Islas Marietas.

ISLAS MARIETAS		
Fecha	Bentos	Peces
2011	0.50	0.44
2010	0.48	1
2009		0.10
2008	0.39	
PROGRAMA MANEJO 2007		
2005	1	
AREA PROTECCION 2005		
2004	0.80	
2003		0.73
2002	0.25	

Tabla 26. Valores de Coral Health Index en el ecosistema arrecifal Islas Marietas.

ISLAS MARIETAS			
Fecha	Bentos	Peces	CHI
2011	0.50	0.44	0.63
2010	0.48	1	1
2009	0.39*	0.10	0.33
PROGRAMA MANEJO 2007			
AREA PROTECCION 2005			
2003	0.25*	0.73	0.66

* Valor de cobertura del año anterior

El ecosistema arrecifal Isla Isabel, aún sin contar con categoría de protección en el área marina adyacente al Parque, registró el valor máximo de salud para bentos en 2010, mientras que el valor mínimo se presentó en 2009 con un estado regular de salud. La comunidad íctica presentó su valor máximo de salud en 2009 y el valor mínimo en 2010 con un estado de degradación. Al integrar valores de bentos y peces al CHI el máximo valor de salud se registró en 2011 con un estado de muy sano al igual que 2009, mientras que 2010 presenta un estado sano (Tabla 27).

Tabla 27. Valores de Coral Health Index en el ecosistema arrecifal Isla Isabel.

ISLA ISABEL			
Fecha	Bentos	Peces	CHI
2011	0.99	0.74	1
2010	1	0.32	0.76
2009	0.44	1	0.83
2008	0.56		

Con relación al ecosistema arrecifal Bahías de Huatulco, se registró el valor máximo de salud béntica en 2011, mientras que los años con estado de degradación fueron 2002 y 2003. La comunidad íctica presentó el máximo valor de salud en 2008, año con la aportación del 60% de la biomasa total por *Prionurus punctatus* (Tabla 4), de tal manera que se calculo el CHI sin dicha aportación para 2008 y 2009 resultando el 2011 con el mayor estado de salud íctica, mientras el valor de mayor degradación se presenta en 2006 (Tabla 28).

Tabla 28. Valores de CHI para la comunidad íctica y bentica en Bahías de Huatulco.

BAHIAS DE HUATULCO			
Fecha	Bentos	Peces	Peces*
2013		0.31	0.58
2012		0.27	0.50
2011	1	0.53	1
2010		0.29	0.55
2009	0.87	0.42	0.27*
dic-08		0.37	0.70
nov-08	0.70	1	0.76*
2007		0.11	0.21
dic-06		0.23	0.44
nov-06		0.19	0.37
oct-06		0.04	0.08
sep-06		0.13	0.26
jun-06		0.29	0.55
may-06		0.05	0.10
mar-06		0.33	0.63
feb-06		0.11	0.22
nov-03	0.46		
jun-03	0.26	0.07	0.14
PROGRAMA DE MANEJO 2002			
jun-02	0.26		
mar-02	0.24		
DECRETO AREA PROTEGIDA 1998			
1998	0.78		

* valores sin *Prionurus punctatus*

Al integrar los valores de bentos y peces en el CHI con el ajuste en peces correspondiente se registró el máximo valor de salud en 2011 y el valor mínimo con un estado de degradación en 2003 (Tabla 29).

Tabla 29. Valores de Coral Health Index en el ecosistema arrecifal Bahías de Huatulco.

BAHIAS DE HUATULCO			
Fecha	Bentos	Peces	CHI TOTAL
2011	1	1	1
2009	0.87	0.27	0.57
nov-08	0.70	0.76	0.73
jun-03	0.26	0.14	0.20
PROGRAMA DE MANEJO 2002			
DECRETO AREA PROTEGIDA 1998			

En el ecosistema arrecifal Cabo Pulmo, se obtuvieron valores de microorganismos en cinco sitios de estudio, de los cuales el valor del estado de salud en general para microorganismos de acuerdo con la escala CHI fue Muy sano (Tabla 31), aún presentando valores de 5.1×10 a 6.3×10^3 colonias de Bacterias Tipo *Vibrio* (Tabla 30).

Tabla 30. Comportamiento espacial de las comunidades presentes en el ecosistema arrecifal Cabo Pulmo en 2013.

SITIO	BENTOS % cobertura coralina*	PECES biomasa (g/m ²)	MICROORGANISMOS Colonias de Bacterias Tipo <i>Vibrio</i>
El Bajo	44.67	1550.25	5.1×10
El Bledito	nd	67.99	2.2×10^2
El Islote	nd	53.14	2.6×10^3
Las Tachuelas	37	33.47	6.3×10^3
Chopitos	nd	33.07	9.9×10

* valores de 2012, nd: no disponible

El sitio El Bajo presento un valor más alto en estado de salud béntico al presentar 44% de cobertura coralina, mientras las Tachuelas presento 37%. En la comunidad íctica, el sitio El Bajo presentó valores de biomasa muy elevados con respecto a los otros sitios, por lo cual se calculo el valor de CHI sin este sitio, obteniendo un estado de salud bueno para El Bledito y El Islote, mientras Las Tachuelas y Chopitos presentaron un estado de salud regular (Tabla 31).

Tabla 31. Valores de Coral Health Index para Cabo Pulmo.

Sitio	CABO PULMO		
	Bentos	Peces	Microorganismos
El Bajo	1	-	0.9995
El Bledito		1	0.9977
El Islote		0.78	0.9747
Las Tachuelas	0.83	0.49	0.9406
Chopitos		0.49	0.9990

Capítulo 5. Discusión

El análisis de registros biológicos de los ecosistema arrecifales del PM, permitió reconstruir la historia del ecosistema en los últimos quince años, con base en el comportamiento de las comunidades íctica y béntica, e identificar sucesos que favorecieron condiciones como pérdida de cobertura coralina y cambio de la biomasa de peces.

La integración de dicha información con base en el Coral Health Index (CHI), posicionó a los ecosistemas arrecifales del PM en muy buenas condiciones de salud, encontrándose en 2011 con un estado de salud óptimo Bahías de Huatulco, Isla Isabel y Cabo Pulmo, mientras que el ecosistema Islas Marietas alcanza ligeramente un estado de salud sano, al encontrarse con un estado regular de salud en bentos y peces.

El ecosistema arrecifal Cabo Pulmo, presenta una mejoría en su estado de salud posterior al establecimiento de su protección, a través de la figura de Parque Nacional, derivado del impacto positivo a corto plazo en la comunidad íctica al controlar actividades extractivas y al reducir impactos en la comunidad béntica controlando actividades turísticas. Esto no se observa en Islas Marietas, donde hay degradación en su estado de salud con bajos valores en su comunidad béntica por impactos de eventos climáticos y antrópogenicos, como eutrofización actividades extractivas y turísticas. Isla Isabel presenta un estado de salud muy bueno, aún sin contar con protección en la zona marina.

En Bahías de Huatulco no fue posible verificar una mejoría en el ecosistema en general después de su categoría de protección al no contar con valores de la comunidad íctica previos al establecimiento de protección, sin embargo se aprecia una mejoría en la comunidad béntica.

Los ecosistemas arrecifales en el PM, se encuentran expuestos a perturbaciones antropogénicas como eutrofización, contaminación, sedimentación, pesca, encallamientos y actividades turísticas. Sin embargo, las comunidades que los conforman, responden de diferente manera a dichos impactos.

Los eventos de mayor degradación en la comunidad béntica, se encuentran ampliamente relacionados con perturbaciones naturales por eventos climáticos como El Niño, La Niña, tormentas y huracanes, debido al impacto en blanqueamiento de las comunidades coralinas y muerte en algunos casos (Figura 34) (Reyes-Bonilla, 1993; Reyes-Bonilla y Calderon-Aguilera, 1999; Medina-Rosas y Cupul-Magaña, 2000; Reyes-Bonilla, 2000; Villarreal-Cavazos, et al., 2000; Carriquiry, et al., 2001; Reyes-Bonilla, 2001; Reyes-Bonilla, et al., 2002; Medina-Rosas, et al., 2005; Calderón-Aguilera y Reyes-Bonilla, 2006).

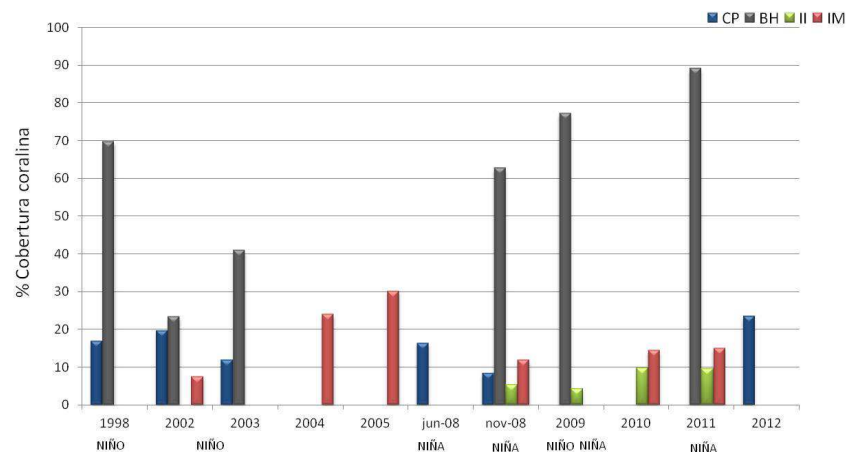


Figura 34 Variación temporal del porcentaje de cobertura coralina y la presencia de eventos climáticos, en Cabo Pulmo CP, Bahías de Huatulco BH, Isla Isabel II e Islas Marietas IM.

Lo anterior puede estar relacionado con lo sugerido por Calderón-Aguilera (2006) que los arrecifes coralinos están estructurados por factores ambientales más que por interacciones bióticas. Lo cual, limita la capacidad de reducir impactos por medio de un manejo local (Dubinsky y Stambler, 2011), como sucedería con impactos antropogénicos.

La resiliencia de las comunidades coralinas se relaciona con el intervalo de variación de temperatura media anual de la superficie del mar, que es de 7.1°C en Cabo Pulmo, 4.2°C en Bahía Banderas y 2.3°C en Oaxaca (Calderón-Aguilera y Reyes-Bonilla, 2006). Lo cual significa que las comunidades de Cabo Pulmo pueden ser más resilientes que las de Oaxaca por que se encuentran adaptadas a mayor variabilidad en las condiciones ambientales (Calderón-Aguilera y Reyes-Bonilla, 2006; Hernandez-Fonseca, 2010) Sin embargo, posterior al evento El Niño 1997-1998, en Bahías de Huatulco se presentó una recuperación gradual a la fecha, a diferencia de Islas Marietas, que sufrió un severo impacto en sus comunidades por dicho evento y por el huracán Kenna, que han limitado su recuperación (Medina-Rosas, et al., 2005).

Asimismo, se ha reportado que dadas las diferencias en los niveles de tolerancia al cambio ambiental por las especies arrecifales, cada especie mostrará comportamientos específicos y no necesariamente congruentes con los del resto, siendo más tolerantes algunas especies coralinas que otras (Reyes-Bonilla et al., 2008).

No se encontró una relación directa de la biomasa de las comunidades ícticas con la disminución en cobertura coralina, a diferencia de lo predicho que al disminuir la cobertura coralina del ecosistema arrecifal de Cabo Pulmo la biomasa de la comunidad íctica se reduciría (Frausto Illescas, 2012). Posiblemente por haberse realizado simulaciones con diferente impacto antropogénico, sin considerar fluctuaciones ambientales como las ocurridas en las últimas décadas en el PM.

Es así que en Cabo Pulmo se encuentra en 2008 el valor mínimo de cobertura coralina (8%) en los últimos quince años pero el mayor valor de biomasa íctica (4.56 ton/ha), mientras que Islas Marietas presenta en 2010 el máximo valor registrado de biomasa íctica (2.29 ton/ha) y un valor regular de cobertura coralina (14%) con respecto a su comportamiento histórico.

El caso contrario se presenta en Isla Isabel en 2010 con el registro mayor en los últimos cinco años de cobertura coralina (9%), pero un estado degradado en peces reflejado en una biomasa baja (0.31 ton/ha).

Sin embargo, se aprecia valores altos de riqueza íctica (índices S y d) en Bahía de Huatulco e Isla Isabel, en los años con mayor cobertura coralina registrada, coincidiendo con estudios previos en ecosistemas arrecifales indicando una relación positiva de cobertura de coral con riqueza de especies (Rodríguez-Zaragoza et al., 2011).

Aún cuando no se encontró una relación directa de incremento en la comunidad íctica con la cobertura coralina, los programas de protección deben aliviar las presiones antropogénicas en dichos ecosistemas, favoreciendo una mejor recuperación ante cualquier disturbio, ya que el impacto por actividades pesqueras afecta en la estructura trófica de los arrecifes con un efecto Top-Down (Arias-González et al., 2004; Alvarez-Filip, et al., 2006; Fenner, 2012).

A nivel histórico se registró en los ecosistemas arrecifales del PM, una mayoría en número de especies y densidad de planctívoros, sin embargo, la biomasa presentó una dominancia de especies herbívoras como *Acanthurus triostegus*, *Acanthurus xanthopterus*, *Prionurus punctatus*, *Zanclus cornutus*, *Scarus perico*, *Scarus rubroviolaceus*, *Stegastes acapulcoensis*, *Kyphosus analogus*, *Microspathodon dorsalis*, *Holacanthus passer*, lo cual nos indica la capacidad del ecosistema de controlar la cobertura algal presente, la cual puede competir con la comunidad coralina por el hábitat y llegar a afectar su capacidad de reclutamiento (Bellwood, et al., 2004; Dubinsky y Stambler, 2011).

En 1998 se posicionó Cabo Pulmo con un estado sano en cobertura béntica con un 16% de coral vivo, aún después de haber sido impactado por el evento El Niño de 1997-1998 (Tabla 23, Figura 34) (Reyes-Bonilla, 2000, 2001; Reyes-Bonilla, et al., 2002), debido a ser considerado dicho año como fecha inicial a comparar en la serie histórica y presentar años posteriores con menor cobertura coralina. Sin embargo, la comunidad íctica presentó los valores mínimos registrados en número de especies y biomasa (Figura 4, Tabla 15), permaneciendo en categoría de altamente degradado hasta 2003 (Tabla 23).

En 2003 se registra una disminución en la escala de CHI en la comunidad béntica de 0.78 (sano) a 0.48 (regular) (Tabla 23), al disminuir la cobertura coralina a 11% (Figura 34), lo cual coincide con lo reportado por efecto del evento El Niño 2002-2003 (Calderón-Aguilera y Reyes-Bonilla, 2006).

En 2008, se registró una reducción de la cobertura coralina (8% de coral vivo) (Figura 34), coincidiendo con lo reportado para Islas Marietas como efecto del evento de la Niña con bajas temperaturas (Maass, et al., 2010), colocándose en escala CHI con un estado de degradación (Tabla 24). Sin embargo, al integrar los valores icticos y bénticos al CHI, presentó un estado de salud bueno en 2008 (0.74 CHI), con la mayor dominancia íctica presente y los valores mínimos en todos los índices de diversidad ecológica calculados (Apéndice 1.9).

Se realizó un ajuste en la biomasa íctica de 2011, debido a la presencia de *Caranx sexfasciatus*, por ser considerada una especie visitante al arrecife y un evento aislado. En los ecosistemas arrecifales se encuentran especies permanentes que dependen de éste y de sus procesos ecológicos para supervivencia, así como otras que son visitantes temporales con fines de alimentación, reproducción o migración, siendo un enlace con los ecosistemas pelágicos, como es el caso de los géneros de *Dasyatis* (matarrayas), *Caranx* (jureles), *Kyphosus* (chopas), y *Mugil* (lisas) (Arizpe-Covarrubias en Gámez, 2008; Calderón-Aguilera, et al., 2009).

Es relevante mencionar que dicha presencia se registró en un evento de La Niña (Apéndice 1.12), por lo cual sería importante evaluar en futuros monitoreos, si existe una relación con el fenómeno, descartando una presencia estacional al encontrarse reportado que la composición de peces no varía entre estaciones del año sino con las profundidades registradas en el ecosistema (Alvarez-Filip, et al., 2006).

La comunidad íctica, se colocó en un estado sano en 2008, de acuerdo con la escala de CHI (0.88) y el óptimo estado de salud en 2010 con un CHI de 1 (Tabla 23).

Finalmente, en 2012 el ecosistema registró un estado de salud muy sano, con el valor máximo de cobertura coralina (23%) (Figura 34) y un valor sano en peces (0.63

CHI) (Tabla 24), de acuerdo con los registros presentes de los últimos quince años para el ecosistema.

Para medir los efectos del establecimiento del programa de manejo, se llevó a cabo un análisis de similitud en biomasa íctica. Se identificó una diferenciación en dos grupos principales con un 45% de similitud entre ellos, uno de 1998 a 2002 y otro de 2006 a 2013 (Figura 31). Estos resultados coinciden con la instauración del programa de manejo para el parque en 2005. Lo cual puede ser el reflejo de un impacto positivo en la comunidad íctica por el control de actividades extractivas desde el decreto de protección y el fortalecimiento de actividades de turismo con la organización comunitaria local (CONANP, 2006), logrando un impacto positivo a corto plazo en el ecosistema.

Se encontraron diferencias respecto en la riqueza de especies reportada previamente por Calderón-Aguilera (2009) y colaboradores con un registro de 75 especies de peces en 2011 para Cabo Pulmo a diferencia de las 66 especies reportadas previamente, lo cual se ve reflejado en los valores de diversidad al encontrar los máximos valores de riqueza de especies, equitatividad y menor dominancia para dicho año (Tabla 15, Apéndice 1.9).

En el ecosistema arrecifal Isla Isabel, al integrar los valores de la comunidad íctica y béntica en el CHI se registró un estado de salud muy bueno en 2011 (Tabla 27), con base en los registros desde 2008. Aparentemente, el aislamiento de la isla es un factor importante en el estado de conservación, a pesar de no contar con protección en la zona marina adyacente al Parque Nacional (decretado desde 1980), ya que la intensidad de actividades humanas como la pesca no parece haber repercutido y se mantiene una alta biodiversidad. (Galván Villa, 2010).

En 2009 registró un estado de salud regular béntica con 4% de cobertura coralina y 79% de cobertura algal (Tabla 12), mientras que en 2010 presento un incremento en cobertura de 9% corales hermatípicos, y el mayor número de especies de peces presente y el mayor número de individuos/m², con 68% de herbívoros.

Lo anterior, se refleja en los mayores valores obtenidos de diversidad y menor dominancia, ya que se ha reportado que las zona de cobertura de coral y roca están altamente relacionadas con las especies dominantes de la isla, mientras que las zonas con mayor proporción de arena, esponjas y gorgonáceos influyen en menor medida sobre la diversidad de peces (Galván-Villa et al., 2010).

Sin embargo, en los últimos años se registró una disminución en biomasa íctica (Tabla 27), tal vez relacionada con cambio en las principales capturas, ya que en años anteriores la pesca estaba dirigida a captura de tiburones y en la actualidad se capturan especies de escama como pargos (Lutjanidae) y meros (Serranidae) (Galván Villa, 2010).

En Islas Marietas se registraron en 2002 los valores de salud béntica más bajos en los últimos diez años, encontrándose en un estado de degradación de CHI (0.25) (Tabla 25) al presentar 7% de cobertura coralina (Figura 34), resultado del impacto ocasionado por el evento El Niño en 1997-1998 y 2002-2003 y al huracán Kenna de categoría 5 (Carriquiry, et al., 2001; Reyes-Bonilla, et al., 2002; Medina-Rosas, et al., 2005; Calderón-Aguilera y Reyes-Bonilla, 2006).

Sin embargo, antes de decretarse como Área Natural Protegida con la categoría de Parque Nacional en 2005, registró una recuperación al presentar una cobertura de 23% en 2004 y alcanzando el valor máximo en cobertura en 2005 con 30% (Tabla 11, Figura 34).

Se registró una disminución en cobertura coralina en 2008, posterior a la oficialización del programa de manejo en 2007, resultado de un blanqueamiento de coral por efecto de bajas temperaturas por el evento climático de La Niña (Figura 34) (Maass, et al., 2010). Es así que se registra el ecosistema en valores de degradación en escala CHI, aún al haberse reportado a dichas comunidades aclimatadas a temperaturas bajas, a excepción de psammocoridos (Carriquiry, et al., 2001).

Posteriormente se observa una recuperación gradual al 2011 con una cobertura coralina del 14%, presentando un estado de salud regular (Figura 34, Tabla 25).

La comunidad íctica de encontrarse en un estado sano en 2003 con 167 g/m² presenta una disminución al 2009, registrándose en escala CHI con alta degradación con tan solo 24 g/m² de peces (Tabla 6). En 2010 presentó los valores máximos alcanzados con 228 g/m². Sin embargo, en 2011 se presenta nuevamente disminución en la biomasa íctica, resultado de las actividades económicas extractivas y turísticas en la zona, así como la falta de vigilancia por parte de las autoridades (CONANP, 2007; Galván Villa, 2010).

Al integrar los valores de la comunidad íctica y béntica de Islas Marietas al Coral Health Index, alcanzó una categoría de estado de salud sano en 2011, con un valor CHI para el ecosistema de 0.63 (Tabla 26), aún cuando cuenta con un estado de salud regular en peces y en bentos. Lo cual nos indica la capacidad de recuperación en el futuro (Kaufman, et al., 2011).

El ecosistema arrecifal Bahías de Huatulco se encuentra con un estado de salud béntica bueno en 1998 con 69% de coral vivo y 0.78 CHI, año en que se decreta como Parque Nacional (Figura 34, Tabla 28), coincidiendo con lo reportado de blanqueamiento y mortandad coralina bajo por el evento El Niño 1997-1998. Lo anterior, debido al amortiguamiento por la frecuencia de huracanes y el efecto de la surgencia regional en el Golfo de Tehuantepec (Glynn y Leyte-Morales, 1997; Reyes-Bonilla, et al., 2002; Calderón-Aguilera y Reyes-Bonilla, 2006).

Sin embargo, en 2002 se encontró una cobertura coralina baja, 21% cuando se oficializa el Programa de manejo del parque, registrando en escala CHI un estado de degradación béntico en 2002 y 2003 (Tabla 28). Posteriormente se registró una recuperación gradual alcanzando el estado sano en 2008 con un 62% de cobertura coralina y en 2011 con la máxima cobertura coralina registrada, 89% (Figura 34).

Se encontraron valores de degradación de la comunidad íctica hasta el 2008, año en que se alcanza el valor máximo de biomasa registrado debido al aporte del 60% a la biomasa total por *Prionurus punctatus*, sin embargo, se realizó un ajuste por presentarse la contribución mayor al 50% de la biomasa, solamente en 2008 y 2009. Es relevante mencionar que dicha presencia se registró en un evento de La Niña

(Apéndice 1.12), por lo cual sería importante evaluar en futuros monitoreos, si existe una relación con el evento, asociado a una temperatura debajo de la media.

Al integrar todas las variables al Coral Health Index se registra un estado para el ecosistema de degradación en 2003, posterior al decreto de protección y al establecimiento del programa de manejo. Posteriormente se logró una recuperación al 2008 con un estado sano y en 2011 el máximo valor de salud, con la mayor biomasa y mayor cobertura presente (Tabla 29).

Sin embargo, se registra una disminución en la biomasa íctica en fechas posteriores al 2011, ocasionando un estado de salud íctica regular (Tabla 28), de tal manera que sería conveniente analizar el ecosistema con valores de cobertura béntica en 2012 y 2013, para verificar la disminución en estado de salud que podría ocasionar dicha pérdida de biomasa.

Similar a Cabo Pulmo, se encontraron 68 especies presentes en 2011 a diferencia de las 63 reportadas previamente por Calderón-Aguilera y colaboradores (2009), sin embargo, los valores de menor dominancia y mayor diversidad se presentan en 2007.

Con respecto al análisis de microorganismos presentes en el ecosistema arrecifal Cabo Pulmo para integración en el Coral Health Index, se logró obtener valores de colonias de bacterias tipo *Vibrio* spp en aguas oceánicas arrecifales. Estos valores son muy útiles para investigaciones futuras, planteando una línea base en el conocimiento de microorganismos en ecosistemas arrecifales en el PM.

Se encontró una diferencia de dos órdenes de magnitud en la concentración de Bacterias Tipo *Vibrio* (BTV), de acuerdo con el sitio de muestreo, registrándose 1.7×10^1 BTV en El Bajo a 8.9×10^3 en las Tachuelas, con un valor promedio para el ecosistema de 1.7×10^3 BTV (Tabla 13). Estos valores son considerados no perjudiciales en número para el ecosistema, ya que se encuentra reportado para corales del PM como *Pocillopora damicornis*, un coral sano en concentraciones $<10^2$ y en coral blanqueado y parcialmente dañado en tejidos a partir de 0.1×10^5 unidades formadoras de colonias bacterianas (Ben-Haim, Zicherman-Keren, et al., 2003).

Se encontró una dominancia de colonias fermentadoras de sacarosa que pueden ser patógenos para los corales como *Vibrio corallilyticus* y *V. shilloni*, al favorecer blanqueamiento y daño en tejido o incluso muerte en corales (Ben-Haim, Thompson, et al., 2003; Bourne, et al., 2008; Meron, et al., 2009; Rosenberg, et al., 2009). Por otro lado, se registraron valores bajos de bacterias no fermentadoras como *V. parahemolyticus* y *V. vulnificus*, los cuales no son considerados patógenos para el coral.

Al existir una relación directa en el desarrollo de blanqueamiento o daños en tejido de coral por altas temperaturas de agua oceánica, con la presencia de *Vibrio corallilyticus* y *V. shilloni* (Ben-Haim, Zicherman-Keren, et al., 2003; Bourne, et al., 2008; Kimes, et al., 2011), resulta de gran importancia para estudios futuros, realizar un análisis más preciso con métodos moleculares para identificar a las especies presentes de *Vibrio*, así como su cuantificación directamente en corales. Lo anterior, derivado de los cambios en temperatura superficial del mar ocasionados por eventos climáticos, como el Niño 1997-1998, que impacto al PM al presentarse temperaturas mayores a 30°C (Carriquiry, et al., 2001)

Al verificar el comportamiento de la comunidad béntica e íctica para dichos sitios se registró la menor concentración de *Vibrio* spp en El Bajo con la mayor biomasa íctica y un alto valor en porcentaje de cobertura coralina. Para el resto de los sitios se podría pensar en una relación directa de salud béntica e íctica, al presentarse altos valores de biomasa de peces con bajos valores de microorganismos, a excepción del sitio Chopitos. La cobertura béntica no puede relacionarse con los demás parámetros, al contar solamente con valores para dos sitios. (Tabla 30).

El Coral Health Index es una herramienta ecológica que logra integrar variables de la comunidad íctica, béntica y de microorganismos de un ecosistema arrecifal, permitiendo realizar un diagnóstico del estado de un ecosistema con respecto a su trayectoria histórica (Kaufman, et al., 2011). Sin embargo, se encuentra documentado que la cobertura béntica como indicador del estado de salud arrecifal, será útil solamente en un monitoreo a largo plazo (decadal) que permita rastrear su

trayectoria, debido a la presencia de disturbios naturales y un lento proceso regenerativo (Smith, et al., 2008; Selig y Bruno, 2010).

El análisis de cobertura béntica únicamente pudo realizarse con los valores de cobertura coralina, ya que sólo se contaba con datos de diferenciación de algas a partir del 2008 para Cabo Pulmo, 2009 para Isla Isabel y 2011 para Bahías de Huatulco.

Se requiere de la estandarización en el monitoreo de los ecosistemas arrecifales y en el registro de la información para la utilización del Coral Health Index. Se debe registrar estrictamente en cada censo la composición de la cobertura béntica (% coral hermatípico, algal y otros), composición de la comunidad íctica (especies, abundancia y tallas), así como el registro de información del muestreo como ubicación geográfica de los sitios de estudios, método utilizado y área censada; como ha sido implementado a partir del 2008 por el Grupo Arrecifes del Pacífico.

En el uso del Coral Health Index, contar con registros de composición algal en cobertura béntica nos brinda una herramienta para conocer la tendencia del ecosistema. Se considera a la comunidad coralina como un descriptor del estado de la comunidad, mientras la cobertura algal es un descriptor de la tendencia del ecosistema (Kaufman, et al., 2011), como sucedió en Cabo Pulmo en 1997, que las colonias de coral muerto fueron cubiertas por algas filamentosas, posteriormente por algas carnosas y finalmente por algas coralinas (Reyes-Bonilla, et al., 2002). Esto es debido a que las algas coralinas incrustantes favorecen el reclutamiento y asentamiento de larvas de coral, como es el caso de *Spongites decipiens*, *Lithophyllum imitans*, *L. pallecens*, *L. corallinae*, *Neogoniolithon trichotomum*, *Amphiroa vanbossea*, *A. beauvoisii* y *A. misakiensis* (Mateo-Cid et al., 2000; Fragoso y Rodríguez, 2002; Mateo-Cid, et al., 2008).

Sin embargo, se conoce de la dificultad en el estudio de las comunidades algales, ya que durante la identificación de especies se ha presentado traslapo en los caracteres. En consecuencia los estudios de los taxa que habían sido distinguidos por su apariencia de morfología externa hoy se consideran insuficientes,

encontrándose así en la última década actualizaciones en la información taxonómica de los registros en el Pacífico mexicano (Fragoso y Rodríguez, 2002).

Para comparar composición y estructura de las comunidades es conveniente realizar un monitoreo en el que se visiten los mismos sitios en las mismas temporadas para encontrar cambios en la composición de las comunidades como respuesta a factores naturales o antropogénicos, sin que estos sean ocultados por variaciones temporales o espaciales. Se ha reportado en el caso de la comunidad íctica de Cabo Pulmo que la riqueza de especies, abundancia total, diversidad de Shannon y distinctividad taxonómica se incrementa en profundidades mayores (Alvarez-Filip, et al., 2006), así como en Isla Isabel con respecto a riqueza de especies y composición (Rodríguez-Zaragoza, et al., 2011).

Se ha reportado que la composición de especies varía considerablemente entre las zonas de alta y baja dinámica del oleaje, siendo importante también los patrones conductuales en la distribución de las especies. (Galván-Villa, et al., 2010). Asimismo, la estructura del hábitat, complejidad estructural y disponibilidad de refugio determinan la diversidad de las especies (Ramírez-Gutiérrez, et al., 2007; Rodríguez-Zaragoza, et al., 2011; Arias-González et al., 2012), resultando de vital importancia el lugar a comparar.

Conclusiones

- Los ecosistemas arrecifales del Pacífico mexicano se encuentran en un estado de salud sano de acuerdo al Coral Health Index, encontrándose los valores óptimos en Bahías de Huatulco, Isla Isabel y Cabo Pulmo.
- El ecosistema arrecifal Cabo Pulmo, presenta una mejoría en su estado de salud posterior al establecimiento de un estado de protección, derivado del impacto positivo a corto plazo en la comunidad íctica al controlar actividades extractivas y al reducir impactos en la comunidad béntica controlando actividades turísticas.
- El ecosistema Islas Marietas presenta degradación posterior al establecimiento de protección, derivado de impactos por eventos climáticos y actividades antropogénicas.
- Isla Isabel presenta un estado de salud muy bueno, aún sin contar con categoría de protección en la zona marina.
- En Bahías de Huatulco no fue posible verificar una mejoría en el ecosistema en general después de su categoría de protección al no contar con valores de la comunidad íctica previos al establecimiento de protección, sin embargo se aprecia una mejoría en la comunidad béntica.
- Los eventos de mayor degradación en los ecosistemas arrecifales mexicanos, se encuentran ampliamente relacionados con eventos climáticos como El Niño, La Niña, tormentas y huracanes, afectando severamente a las comunidades coralinas por blanqueamiento y en ocasiones muerte.
- No se encontró una relación directa de incremento en la comunidad íctica con la cobertura coralina. Sin embargo se encuentran valores altos de riqueza de especies de peces en Bahías de Huatulco e Isla Isabel en los años con mayor cobertura coralina registrada.

- Se diagnosticó que Bahías de Huatulco es el ecosistema con el mejor estado de salud en 2011 para la comunidad béntica, CHI=1 e íctica, CHI=1, seguido por Isla Isabel con CHI=0.99 en bentos y CHI=0.74 en peces, Cabo Pulmo con óptimo estado de salud en bentos, CHI=1, pero apenas sano en peces, CHI=0.65.
- Islas Marietas alcanza en 2011 apenas una categoría de estado de salud sano CHI=0.63, con un estado de salud regular en bentos, CHI=0.50 y regular en peces, CHI=0.44.
- Durante la ocurrencia del evento La Niña se registró la presencia de organismos de *Caranx sexfasciatus* en Cabo Pulmo y un incremento de *Prionurus punctatus* en Bahías de Huatulco, por lo que se recomienda hacer un seguimiento de la presencia de dichas especies.
- Los ecosistemas arrecifales del Pacífico mexicano, de acuerdo con su composición íctica, presentan mayoría de planctívoros en densidad y número de especies, sin embargo, se encuentran muy bien representados los herbívoros con los valores máximos de biomasa, favoreciendo un equilibrio en el ecosistema al controlar el sobrecrecimiento algal.
- Con respecto a la presencia de microorganismos en el ecosistema arrecifal Cabo Pulmo, se registró mayor concentración de *Vibrio* spp en sitios con menor cobertura coralina y biomasa íctica.
- Se estableció una línea base para investigaciones futuras respecto a la relación de los microorganismos con el estado de salud de los ecosistemas arrecifales, registrando una concentración de *Vibrio* spp en el ecosistema arrecifal Cabo Pulmo en promedio de 1.7×10^3 colonias de Bacterias Tipo *Vibrio*, con rangos de 1.7×10 a 8.9×10^3 BTV lo cual no ha afectado al estado de salud del ecosistema. Se encontró mayoría de bacterias fermentadoras de sacarosa como pueden ser *Vibrio corallilyticus* y *V. shilloni*.

- Al existir una relación directa con el desarrollo de blanqueamiento o daños en tejido de coral por altas temperaturas de agua oceánica con la presencia de *Vibrio corallilyticus* y *V. shilloni* es de gran importancia para estudios futuros, realizar un análisis más preciso con métodos moleculares para identificar a las especies de *Vibrio*, así como su cuantificación directamente en corales.
- El Coral Health Index resulta ser una herramienta ecológica que logra integrar variables de la comunidad íctica, béntica y de microorganismos de un ecosistema arrecifal, permitiendo realizar un diagnóstico del estado de un ecosistema con respecto a su trayectoria histórica.
- Se requiere de la estandarización en el monitoreo de los ecosistemas arrecifales y del registro de la información para la utilización del Coral Health Index, registrando estrictamente en cada censo la composición de la cobertura béntica coralina y algal, composición de la comunidad íctica con tallas, así como el registro completo de la información del muestreo (ubicación de sitios, método utilizado y área censada).

Referencias bibliográficas

- Agardy, T. (2000). Effects of the fisheries on marine ecosystems: a conservationist's perspective. *ICES Journal of Marine Science*, 57, 5.
- Alvarado Peña, Z. K., Barreno Coba, H. V. (2010). Composición de macroinvertebrados acuáticos en bromelias de un bosque de altura, El Paraíso, Honduras. (Tesis de Licenciatura). Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, Honduras.
- Alvarez-Filip, L., Reyes-Bonilla, H., y Calderon-Aguilera, L. (2006). Community structure of fishes in Cabo Pulmo Reef, Gulf of California. *Marine Ecology*, 27(3), 253-262.
- Arias-González, J., Acosta-González, G., Membrillo, N., Garza-Pérez, J., y Castro-Pérez, J. (2012). Predicting spatially explicit coral reef fish abundance, richness and Shannon–Weaver index from habitat characteristics. *Biodiversity and Conservation*, 21(1), 115-130.
- Arias-González, J., Nuñez-Lara, E., González-Salas, C., y Galzin, R. (2004). Trophic models for investigation of fishing effect on coral reef ecosystems. *Ecological Modelling*, 172(2-4), 197-212.
- Barber, R. T., Hilting, A. K., y Hayes, M. L. (2001). The changing health of coral reefs. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 7(5), 1255-1270.
- Bellwood, D., Hughes, T., Folke, C., y Nyström, M. (2004). Confronting the coral reef crisis. *Nature*, 429(6994), 827-833.
- Ben-Haim, Y., Thompson, F., Thompson, C., Cnockaert, M., Hoste, B., Swings, J., y Rosenberg, E. (2003). *Vibrio coralliilyticus* sp. nov., a temperature-dependent pathogen of the coral *Pocillopora damicornis*. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 53(1), 309-315.
- Ben-Haim, Y., Zicherman-Keren, M., y Rosenberg, E. (2003). Temperature-regulated bleaching and lysis of the coral *Pocillopora damicornis* by the novel pathogen *Vibrio coralliilyticus*. *Applied and Environmental Microbiology*, 69(7), 4236-4242.
- Benítez, H., Loa., E. (1996). Regiones prioritarias de México. *Biodiversitas*, 9, 7-14.

- Bourne, D., Iida, Y., Uthicke, S., y Smith-Keune, C. (2008). Changes in coral-associated microbial communities during a bleaching event. *The ISME journal*, 2(4), 350-363.
- Calderón-Aguilera, L., Reyes-Bonilla, H. (2006). Can local oceanographic conditions in the Mexican Pacific buffer the El Niño –Southern Oscillation effects on coral reefs? *10th International Coral Reef Symposium*. Okinawa, Japan.
- Calderón-Aguilera, L., Reyes-Bonilla, H., López-Pérez, R., Cupul-Magaña, A., Herrero-Perezrul, M., Carriquiry, J., y Medina Rosas, P. (2009). Fauna asociada a arrecifes coralinos del Pacífico Mexicano. *Ciencia y Desarrollo*, 35(230), 38-45.
- Calderón-Aguilera, L. E., Reyes-Bonilla, H., Urciaga García, J. I., Álvarez del Castillo Cárdenas, A., Erosa Ricárdez, C., Fernández Rivera Melo, F. J., . . . Norzagaray López, O. (2013). Servicios ambientales de arrecifes coralinos: El caso de Cabo Pulmo, B.C.S. Disponible en http://blogs.eluniversal.com.mx/weblogs_detalle17890.html
- Carballo, J., Olabarria, C., y Osuna, T. (2002). Analysis of four macroalgal assemblages along the Pacific Mexican coast during and after the 1997–98 El Niño. *Ecosystems*, 5(8), 0749-0760.
- Carriquiry, J., Cupul-Magaña, A., Rodríguez-Zaragoza, F., y Medina-Rosas, P. (2001). Coral bleaching and mortality in the Mexican Pacific during the 1997-98 El Niño and prediction from a remote sensing approach. *Bulletin of Marine Science*, 69(1), 237-249.
- Cesar, H., Burke, L., y Pet-Soede, L. (2003). *The economics of worldwide coral reef degradation*. Veenman Drukkers, Ede. Arnhem. 24 p.
- Clarke, K. R., Warwick, R. M. (2001). *Change in marine communities. An approach to statistical analysis and interpretation*. Primer-E Plymouth. London. 177 p.
- CONANP. (2003). *Programa de Manejo Parque Nacional Huatulco*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas Disponible en http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/programa_manejo.php.
- CONANP. (2006). *Programa de Manejo y Conservación, Parque Nacional Cabo Pulmo*. México D.F.: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas Disponible en http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/programa_manejo.php.
- CONANP. (2007). *Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional Islas Marietas*. Mexico, D.F.: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas

Disponible

en

http://www.conanp.gob.mx/que_hacemos/programa_manejo.php.

CORAL. (2005). *Áreas protegidas marinas de arrecife de coral efectivas*. Disponible en www.coral.org

Costagliola, M., Jurquiza, V., Hozbor, C., Peressutti, S., y Garcia, A. (2005). *Evaluation and study on Vibrio cholerae, pollutants and bacterioplankton heterotrophic degrading bacteria*. In: Final report. Evaluation and study on *Vibrio cholerae* in the Rio de la Plata and its Oceanic Front.

Costanza, R., Norton, B. G., y Haskell, B. D. (1992). *Ecosystem health: new goals for environmental management*. Island Press. Washington D.C. 249 p.

Diario_Oficial_de_la_Federacion. (1995). *Decreto por el que se declara área natural protegida con el carácter de Parque Marino Nacional, la zona conocida como Cabo Pulmo*. Disponible en <http://pncabopulmo.conanp.gob.mx/docs/Cabopulmo.pdf>.

Diario_Oficial_de_la_Federacion. (2006). *Programa de Manejo del Área Natural Protegida del Parque Nacional Isla Isabel*. Nayarit.

Diario_Oficial_de_la_Federación. (2013). *La Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA)*. Diario Oficial de la Federación Disponible en <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/148.pdf>.

Dinsdale, E. A., Rohwer, F. (2011). Fish or germs? Microbial dynamics associated with changing trophic structures on coral reefs. In: Z. Dubinsky y N. Stambler (Eds.), *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition* (pp. 231-240). London: Springer.

Downs, C. A., Woodley, C. M., Richmond, R. H., Lanning, L. L., y Owen, R. (2005). Shifting the paradigm of coral-reef 'health' assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 51(5-7), 486-494.

Dubinsky, Z., Falkowski, P. (2011). Light as a source of information and energy in zooxanthellate corals. In: Z. Dubinsky y N. Stambler (Eds.), *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition* (pp. 107-118). London: Springer.

Dubinsky, Z., Stambler, N. (2011). *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition* (1 ed. Vol. 1). Springer Science+Business Media B.V 552 p.

- Fenner, D. (2012). Challenges for managing fisheries on diverse coral reefs. *Diversity*, 4(1), 105-160.
- Fong, P., Paul, V. J. (2011). Coral reef algae. In: Z. Dubinsky N. Stambler (Eds.), *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition* (pp. 241-272). London: Springer.
- Fragoso, D., Rodríguez, D. (2002). Algas coralinas no geniculadas (Corallinales, Rhodophyta) en el Pacífico tropical mexicano. *Anales del Instituto de Biología serie Botánica*, 73(2), 97-136.
- Frausto Illescas, T. C. (2012). Simulación del efecto del turismo subacuático sobre el ecosistema arrecifal de Cabo Pulmo, Baja California Sur, mediante un modelo trófico. (Tesis de Maestría) Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. Recuperado de <http://biblioteca.cicese.mx/catalogos/tesis/ficha.php?id=18969>.
- Galván-Villa, C. M., Arreola-Robles, J. L., Ríos-Jara, E., y Rodríguez-Zaragoza, F. A. (2010). Ensamblajes de peces arrecifales y su relación con el hábitat bentónico de la Isla Isabel, Nayarit, México. *Revista de biología marina y oceanografía*, 45, 311-324.
- Galván Villa, C. M. (2010). Variación espacial de ensamblajes de peces y su importancia en la conservación de áreas marinas protegidas del pacífico central mexicano. (Tesis de Maestría) Universidad de Guadalajara. Recuperado de <http://biblioteca.cucba.udg.mx:8080/xmlui/handle/123456789/4662>
- Gámez, A. (2008). *Turismo y Sustentabilidad en Cabo Pulmo*. CONACYT. BCS SDSU, UABCS. San Diego. 316 p.
- Glynn, P. W., Leyte-Morales, G. E. (1997). Coral reefs of Huatulco, West México: reef development in upwelling Gulf of Tehuantepec. *Revista de Biología Tropical*, 45(3), 1033-1047.
- Hernandez-Fonseca, J. (2010). Estimación de la vulnerabilidad de las comunidades coralinas del pacífico mexicano ante el cambio climático. (Tesis de Maestría) Centro de Investigación Científica y Estudios Superiores de Ensenada, Ensenada, B.C. Recuperado de <http://www.biblioteca.cicese.mx>.
- Kaufman, L., Sandin, S., Sala, E., Obura, D., Rohwer, F., y Tschirky, J. (2011). *Coral health index (CHI): measuring coral community health*. Science and Knowledge Division, Conservation International. Arlington 16 p.

- Kimes, N. E., Grim, C. J., Johnson, W. R., Hasan, N. A., Tall, B. D., Kothary, M. H., . . . Green, L. (2011). Temperature regulation of virulence factors in the pathogen *Vibrio coralliilyticus*. *The ISME journal*, 6(4), 835-846.
- Lavaniegos-Espejo, B. E., Lara-Lara, J. R., y Brinton, E. (1989). Effects of the 1982-83 El Niño event on the euphausiid populations of the Gulf of California. *Reports of California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations*, 30, 73-87.
- Liñán-Cabello, M. A., Lesser, M. P., Flores-Ramírez, L. A., Zenteno-Savín, T., y Reyes-Bonilla, H. (2012). Oxidative Stress in Coral-Photobiont Communities. *Oxidative Stress in Aquatic Ecosystems*, 127-137.
- López-Pérez, R., Benítez-Villalobos, F., López-Ortiz, A., López-Pérez, M., Granja-Fernández, M., y Domínguez y Gómez, M. (2008). La comunidad arrecifal en Isla Cacaluta, Oaxaca. In: J. M. Domínguez-Licona (Ed.), *Diagnóstico de los Recursos Naturales de la Bahía y Micro-Cuenca de Cacaluta*. Oaxaca: UMAR.
- López-Pérez, R., Hernández-Ballesteros, L., y Herrera-Escalante, T. (2002). Cambio en la dominancia de la comunidad arrecifal en Chachacual, Bahías de Huatulco, Oaxaca. *Ciencia y Mar*, 16, 33-38.
- López Pérez, R. A., López García, A. (2008). Identificación de sitios prioritarios para la conservación de corales formadores de arrecife en el estado de Oaxaca, México. *Hidrobiológica*, 18(3), 239-250.
- Maass, M., Jardel, E., Martínez-Yrizar, A., Calderón, L., Herrera, J., Castillo, A., . . . Equihua, M. (2010). Las áreas naturales protegidas y la investigación ecológica de largo plazo en México. *Revista Ecosistemas*, 19(2).
- Mateo-Cid, L. E., Aguilar-Rosas, R., Mendoza-González, A. C., y Aguilar-Rosas, L. E. (2008). Distribución y variación morfológica de *Amphiroa beauvoisii* (Corallinales, Rhodophyta) en México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 79(1), 7-22.
- Mateo-Cid, L. E., Mendoza-González, A. C., García, C. G., y Múzquiz, L. H. (2000). Contribución al estudio de las algas marinas bentónicas de Punta Arena y Cabo Pulmo, Baja California Sur, México. *Acta Botanica Mexicana*(52), 55-73.
- Medina-Rosas, P., Carriquiry, J., Cupul-Magaña, A., y Ixtapa, D. (2005). Reclutamiento de *Porites* (Scleractinia) sobre sustrato artificial en arrecifes afectados por El Niño 1997–98 en Bahía de Banderas, Pacífico mexicano. Recruitment of *Porites* (Scleractinia) on artificial substrate in reefs affected by the 1997–98 El Niño in Banderas Bay, Mexican Pacific. *Ciencias Marinas*, 31(1A), 103-109.

- Medina-Rosas, P., Cupul-Magaña, A. (2000). Los corales del Pacífico central de México Recuperado 20/07/2013, de <http://www.jornada.unam.mx/2000/sep00/000925/eco-cara.html>
- Meron, D., Efrony, R., Johnson, W. R., Schaefer, A. L., Morris, P. J., Rosenberg, E., . . . Banin, E. (2009). Role of flagella in virulence of the coral pathogen *Vibrio coralliilyticus*. *Applied and environmental microbiology*, 75(17), 5704-5707.
- Molina-Cardenas, C. (2011). Efecto inhibitorio de diferentes especies de microalgas sobre *Vibrio* spp. (Tesis de Maestria) Centro de Investigación Científica y Estudios Superiores de Ensenada, Baja California. Recuperado de <http://www.biblioteca.cicese.mx>.
- Montgomery, W. L. (2011). Coral Reef Fishes: Opportunities, Challenges and Concerns. In: Z. Dubinsky y N. Stambler (Eds.), *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition* (pp. 327-346). London: Springer
- Moreno, C. E. (2001). *Manual de métodos para medir la biodiversidad*. M & T- Manuales y Tesis SEA. . Zaragoza. 86 p.
- Mumby, P. J., Steneck, R. S. (2011). The resilience of coral reefs and its implications for reef management. In: Z. Dubinsky y N. Stambler (Eds.), *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition* (pp. 509-519). London: Springer.
- Núñez-Gonzalí, L. (2006). Valoración socioambiental de los arrecifes coralinos en Cabo Pulmo, BCS y Bahía de Banderas, Nayarit-Jalisco. (Tesis de Maestria) El Colegio de la Frontera Norte, Tijuana, B.C.
- Peterson, G., Allen, C. R., y Holling, C. S. (1998). Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems*, 1(1), 6-18.
- Pineda-Paez, A. (2006). Descripción de los Corales Hermatípicos (HEXACORALARIOS) del area arrecifal, del Zapote de Madero y El Faro de Bucerias, Municipio de Aquila, Michoacan. (Tesis de Licenciatura) Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacan. Recuperado de <http://bios.biologia.umich.mx/files/TSB1.%20Arrecifes%20Coralinos%20Nava%202012-13.doc.pdf>.
- Portillo-López, A., Partida, M. L. L. (1997). Detección de *vibrio cholerae* 01 en diferentes hábitats de la bahía de todos santos, Baja California, México. *Ciencias Marinas*, 23(4), 435-447.

- Ramírez-Gutiérrez, M., Tapia-García, M., Ramos-Santiago, E., y Ulloa, R. (2007). Fish community structure in San Agustín Bay, Huatulco, Mexico. *Revista chilena de historia natural*, 80(4), 419-430.
- RAMSAR. (2003). Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR) Recuperado, de <http://ramsar.conanp.gob.mx/documentos/fichas/9>.
- Reyes-Bonilla, H. (1993). 1987 Coral Reef Bleaching at Cabo Pulmo Reef, Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 52(2), 832-837.
- Reyes-Bonilla, H. (2000). Las comunidades coralinas del Golfo de California. *Ecológica* Recuperado 20/07/2013, de <http://www.jornada.unam.mx/2000/09/25/eco-comunidades.html>
- Reyes-Bonilla, H. (2001). Effects of the 1997-1998 El Niño Southern Oscillation on coral communities of the Gulf of California, Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 69(1), 251-266.
- Reyes-Bonilla, H., Bocos-Ayala, A., Calderón-Aguilera, L. E., Pérezrul-Herrero, D., y Espinosa-González, P. (2008). Proyección de cambios en la temperatura del Golfo de California y efectos sobre la abundancia y distribución de especies arrecifales Recuperado, de http://www.inecc.gob.mx/descargas/ord_ecol/1bienal_oemgc_res_hreyes_et al.pdf
- Reyes-Bonilla, H., Calderon-Aguilera, L. (1999). Population Density, Distribution and Consumption Rates of Three Corallivores at Cabo Pulmo Reef, Gulf of California, Mexico. *Marine Ecology*, 20(3-4), 347-357.
- Reyes-Bonilla, H., Calderón-Aguilera, L., Cruz-Piñón, G., López-Pérez, R., y Medina-Rosas, P. (2010). Evaluación de la diversidad gama de corales arrecifales (Scleractinia) en el Pacífico de México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 81(1), 113-121.
- Reyes-Bonilla, H., Carriquiry, J., Leyte-Morales, G., y Cupul-Magaña, A. (2002). Effects of the El Niño-Southern Oscillation and the anti-El Niño event (1997-1999) on coral reefs of the western coast of México. *Coral Reefs*, 21(4), 368-372.
- Reyes-Bonilla, H., R., R. E. (2005). Estado actual de los corales arrecifales en México: especies en riesgo. *La Jornada Ecológica* Recuperado 01 agosto, 2013, de <http://www.jornada.unam.mx/2005/01/31/eco-cara.html>

- Richmond, R. H., Wolanski, E. (2011). Coral research: past efforts and future horizons. In: Z. Dubinsky y N. Stambler (Eds.), *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition* (pp. 3-10). London: Springer.
- Rodríguez-Uceda, A. (2009). Cambios en la estructura trófica de las comunidades de peces arrecifales en el pacífico mexicano. (Tesis de maestría) Centro de Investigación Científica y Estudios Superiores de Ensenada, Baja California. Recuperado de <http://www.biblioteca.cicese.mx>.
- Rodríguez-Villalobos, J. (2011). Descripción morfológica e histológica de las lesiones ocurrentes en las especies hermatípicas del género Pocillopora Lamarck, 1816 en las principales comunidades coralinas del Pacífico mexicano. (Tesis de Maestría, Centro de Investigación Científica y Estudios Superiores de Ensenada, Baja California). Recuperado de <http://www.biblioteca.cicese.mx>.
- Rodríguez-Zaragoza, F. A., Cupul-Magaña, A. L., Galván-Villa, C. M., Ríos-Jara, E., Ortiz, M., Robles-Jarero, E. G., . . . Arias-González, J. E. (2011). Additive partitioning of reef fish diversity variation: a promising marine biodiversity management tool. *Biodiversity and Conservation*, 20(8), 1655-1675.
- Rosenberg, E., Koren, O., Reshef, L., Efrony, R., y Zilber-Rosenberg, I. (2007). The role of microorganisms in coral health, disease and evolution. *Nature Reviews Microbiology*, 5(5), 355-362.
- Rosenberg, E., Kushmaro, A., Kramarsky-Winter, E., Banin, E., y Yossi, L. (2009). The role of microorganisms in coral bleaching. *The ISME journal*, 3(2), 139-146.
- Schueth, J. D., Frank, T. D. (2008). Reef Foraminifera as bioindicators of Coral Reef Health: Low Isles Reef, Northern Great Barrier, Australia. . *The Journal of Foraminiferal Research*, 38(1), 11-22.
- Sebens, K. P. (1994). Biodiversity of Coral Reefs: What are We Losing and Why? *American Zoologist*, 34(1), 115-133.
- Selig, E. R., Bruno, J. F. (2010). A global analysis of the effectiveness of marine protected areas in preventing coral loss. *PLoS One*, 5(2), e9278.
- Smith, T., Nemeth, R., Blondeau, J., Calnan, J., Kadison, E., y Herzlieb, S. (2008). Assessing coral reef health across onshore to offshore stress gradients in the US Virgin Islands. *Marine pollution bulletin*, 56(12), 1983-1991.
- Souter, D. W., Linden, O. (2000). The health and future of coral reef systems. *Ocean & Coastal Management*, 43(8), 657-688.

Thompson, F. L., Iida, T., y Swings, J. (2004). Biodiversity of vibrios. *Microbiology and molecular biology reviews*, 68(3), 403-431.

United_Nations_Environmental_Program. (1992). *Convention on biological diversity*. Nairobi: UNEP

Villarreal-Cavazos, A., Reyes-Bonilla, H., Bermúdez-Almada, B., y Arizpe-Covarrubias, O. (2000). Los peces del arrecife de Cabo Pulmo, Golfo de California, México: Lista sistemática y aspectos de abundancia y biogeografía. *Revista de Biología Tropical*, 48(2-3), 413-424.

Whittaker, R. H. (1970). *Communities and ecosystems*. Macmillan. New York. 162 p.

Zar, J. H. (1999). *Biostatistical analysis*. Prentice Hall. New Jersey. 660 p.

Apéndices

1.1 Composición de niveles tróficos en la comunidad íctica de Cabo Pulmo.

Cabo Pulmo sep-98	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	47	16	34.04	22	46.81	9	19.15
Total individuos	4215	604	14.33	2972	70.51	639	15.16
Densidad (ind/m ²)	1.33	0.19		0.93		0.20	
Total biomasa (g)	282620	170908.6		45500.2		66211.6	
Total biomasa (g/m ²)	88.8	53.7	60.47	14.3	16.1	20.8	23.43
Total biomasa (ton/ha)	0.89	0.54		0.14		0.21	

Cabo Pulmo dic-98	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	40	14	35.00	17	42.50	9	22.50
Total individuos	3382	346	10.23	1971	58.28	1065	31.49
Densidad (ind/m ²)	1.59	0.16		0.93		0.50	
Total biomasa (g)	151709	83710.09		38223.34	25.20	29775.67	
Total biomasa (g/m ²)	71.54	39.48	55.18	18.02	25.20	14.04	19.63
Total biomasa (ton/ha)	0.72	0.39		0.18		0.14	

Cabo Pulmo may-03	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	45	16	35.56	18.00	40.00	11.00	24.44
Total individuos	4238	512	12.08	3502	82.63	224	5.29
Densidad (ind/m ²)	2.84	0.34		2.35		0.15	
Total biomasa (g)	162634	88544.71		46582.02		27507.14	
Total biomasa (g/m ²)	108.98	59.34	54.44	31.22	28.64	18.43	16.91
Total biomasa (ton/ha)	1.09	0.59		0.31		0.18	

Cabo Pulmo nov-08	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	44	14	31.82	21	47.73	9	20.45
Total individuos	4641	1027	22.13	3320	71.54	294	6.33
Densidad (ind/m ²)	2.90	0.64		2.08		0.18	
Total biomasa (g)	699105.27	587334.66		88986.05		22784.55	
Total biomasa (g/m ²)	436.94	367.08	84.01	48.91	11.19	14.24	3.26
Total biomasa (ton/ha)	4.37	3.67		0.49		0.14	

Cabo Pulmo oct-10	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	56	17	30.36	30	53.57	9	16.07
Total individuos	7519	583	7.75	6165	81.99	771	10.25
Densidad (ind/m ²)	7.83	0.61		6.42		0.80	
Total biomasa (g)	475254.93	298557.69		63348.45		113348.80	
Total biomasa (g/m ²)	495.06	311.00	62.82	65.99	13.33	118.07	23.85
Total biomasa (ton/ha)	4.95	3.11		13.33		23.85	

Cabo Pulmo ago-11	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	75	22	29.33	34	45.33	19	25.33
Total individuos	13924	1799	12.92	9831	70.60	2294	16.48
Densidad (ind/m ²)	2.40	0.31		1.70		0.40	
Total biomasa (g/m ²)	277.36	69.39	25.02	98.54	35.53	109.43	39.45
Total biomasa (ton/ha)	2.77	0.69		0.99		1.09	

Cabo Pulmo nov-11	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	63	18	28.57	28	44.44	17	26.98
Total individuos	24484	3117	12.73	18330	74.87	3037	12.40
Densidad (ind/m ²)	3.83	0.49		2.86		0.47	
Total biomasa (g/m ²)	921.04	120.22	13.05	170.74	18.54	630.08	68.41
Total biomasa (ton/ha)	9.21	1.20		1.71		6.30	

Cabo Pulmo jun-12	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	49	14	28.57	25	51.02	10	20.41
Total individuos	6668	914	13.71	4971	74.55	783	11.74
Densidad (ind/m ²)	3.33	0.46		2.49		0.39	
Total biomasa (g/m ²)	321.67	191.68	59.59	58.27	18.11	71.71	22.29
Total biomasa (ton/ha)	3.22	1.92		0.58		0.72	

Cabo Pulmo may-13	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	51	11	21.57	27	52.94	13	25.49
Total individuos	5624	749	13.32	4239	75.37	636	11.31
Densidad (ind/m ²)	1.76	0.23		1.32		0.20	
Total biomasa (g/m ²)	209.79	62.64	29.86	44.24	21.09	102.91	49.05
Total biomasa (ton/ha)	2.10	0.63		0.44		1.03	

1.2 Composición de niveles tróficos en la comunidad íctica de Bahías de Huatulco.

Bahías de Huatulco jun-03	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	27	10	37.04	11	40.74	6	22.22
Total individuos	1349	358	26.54	905	67.09	86	6.38
Densidad (ind/m ²)	0.86	0.23		0.58		0.05	
Total biomasa (g/m ²)	34	20.79	61.12	8.91	26.2	4.3	12.7
Total biomasa (ton/ha)	0.34	0.21		0.09		0.04	

Bahías de Huatulco feb-06	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	48	10	20.83	28	58.33	10	20.83
Total individuos	5935	317	5.34	5504	92.74	114	1.92
Densidad (ind/m ²)	1.51	0.20		3.51		0.07	
Total biomasa (g/m ²)	52.34	9.31	17.8	35.52	67.9	7.51	14.4
Total biomasa (ton/ha)	0.52	0.09		0.36		0.08	

Bahías de Huatulco jun-06	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	50	14	28.00	24	48.00	12	24.00
Total individuos	3847	567	14.7	2128	55.3	1152	29.9
Densidad (ind/m ²)	0.98	0.36		1.36		0.73	
Total biomasa (g/m ²)	131.87	14.97	11.4	11.81	9.0	105.09	79.7
Total biomasa (ton/ha)	1.32	0.15		0.12		1.05	

Bahías de Huatulco ene-07	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	53	15	28.30	26	49.06	12	22.64
Total individuos	3766	891	23.66	2505	66.52	370	9.82
Densidad (ind/m ²)	0.96	0.57		1.60		0.24	
Total biomasa (g/m ²)	51.64	18.87	36.54	22.61	43.79	10.16	19.67
Total biomasa (ton/ha)	0.52	0.19		0.23		0.10	

Bahías de Huatulco nov-08	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	49	12	24.49	26	53.06	11	22.45
Total individuos	4372	1229	28.11	2967	67.86	176	4.03
Densidad (ind/m ²)	4.55	1.28		3.09		0.18	
Total biomasa (g/m ²)	456.00	365.03	41.09	81-37	44.15	9.60	14.77
Total biomasa (ton/ha)	4.56	3.65		0.81		0.10	

Bahías de Huatulco dic-08	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	48	10	20.83	28	58.33	10	20.83
Total individuos	3173	316	9.96	2737	86.26	120	3.78
Densidad (ind/m ²)	5.67	0.56		4.89		0.21	
Total biomasa (g/m ²)	167.26	59.2	35.40	96.1	57.50	9.6	7.20
Total biomasa (ton/ha)	1.67	0.59		0.96		0.12	

Bahías de Huatulco sep-09	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	60	15	25.00	32	53.33	13	21.67
Total individuos	8655	1926	22.25	4215	48.70	2514	29.05
Densidad (ind/m ²)	1.78	0.40		0.87		0.52	
Total biomasa (g/m ²)	190.79	148.1	77.64	29.6	15.53	13	6.83
Total biomasa (ton/ha)	1.91	1.48		0.3		0.13	

Bahías de Huatulco ago-10	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	52	18	34.62	19	36.54	15	28.85
Total individuos	1282	239	18.64	946	73.79	97	7.57
Densidad (ind/m ²)	2.0	0.37		1.48		0.15	
Total biomasa (g/m ²)	131.97	41.82	31.70	59.02	44.71	31.14	23.58
Total biomasa (ton/ha)	1.32	0.42		0.59		0.31	

Bahías de Huatulco ago-11	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	68	19	27.94	34	50.00	15	22.06
Total individuos	6113	1827	29.89	3946	64.55	340	5.56
Densidad (ind/m ²)	3.92	1.17		2.53		0.22	
Total biomasa (g/m ²)	240.45	163.5	67.99	63.9	26.59	13.02	5.42
Total biomasa (ton/ha)	2.40	1.63		0.64		0.13	

Bahías de Huatulco nov-12	herbívoros		zooplanctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	44	12	27.27	21	47.73	11	25.00
Total individuos	1290	1290	34.15	2250	59.57	237	6.27
Densidad (ind/m ²)	0.67	0.82		1.43		0.15	
Total biomasa (g/m ²)	121.35	60.74	50.05	41.56	34.25	19.05	15.70
Total biomasa (ton/ha)	1.21	0.61		0.42		0.19	

Bahías de Huatulco ene-13	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	100	11	22.92	26	54.17	11	22.92
Total individuos	48	1518	24.63	4435	71.97	209	3.39
Densidad (ind/m ²)	3.21	0.97		2.82		0.13	
Total biomasa (g/m ²)	139.85	58.44	41.79	52.95	37.86	28.46	20.35
Total biomasa (ton/ha)	1.40	0.58		0.53		0.28	

1.3 Composición de niveles tróficos en la comunidad íctica de Islas Marietas.

Islas Marietas mar-03	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	64	16	25.00	34	53.13	14	21.88
Total individuos	2250	286	12.71	1580	70.22	384	17.07
Densidad (ind/m ²)	4.09	0.52		2.88		0.70	
Total biomasa (g/m ²)	167.31	29.22	17.46	94.34	56.39	43.75	26.15
Total biomasa (ton/ha)	1.67	0.29		0.94		0.44	

Islas Marietas mar-09	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	31	8	25.81	16	51.61	7	22.58
Total individuos	1810	434	23.98	1277	70.55	99	5.47
Densidad (ind/m ²)	2.26	0.54		1.60		0.12	
Total biomasa (g/m ²)	23.95	16.28	67.96	4.47	18.65	3.21	13.39
Total biomasa (ton/ha)	0.24	0.16		0.04		0.03	

Islas Marietas oct-10	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	67	15	21.21	33	50.00	19	28.79
Total individuos	6145	1473	23.87	2973	48.44	1699	27.68
Densidad (ind/m ²)	2.12	0.51		1.03		0.59	
Total biomasa (g/m ²)	228.75	108.45	47.4	65.34	28.6	54.96	24.0
Total biomasa (ton/ha)	2.29	1.08		0.65		0.55	

Islas Marietas jun-11	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	59	12	17.54	32	56.14	15	26.32
Total individuos	4521	1353	29.93	2628	58.13	540	11.94
Densidad (ind/m ²)	1.51	0.45		0.88		0.18	
Total biomasa (g/m ²)	101	58.57	57.98	20.70	20.49	21.74	21.53
Total biomasa (ton/ha)	1.01	0.59		0.21		0.22	

1.4 Composición de niveles tróficos en la comunidad ictica de Isla Isabel.

Isla Isabel mar-09	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	59	19	32.20	25	42.37	15	25.42
Total individuos	4435	1004	22.64	2775	62.57	656	14.79
Densidad (ind/m ²)	1.43	0.32		0.90		0.21	
Total biomasa (g/m ²)	94.59	58.54	61.89	22.66	23.95	13.39	14.15
Total biomasa (ton/ha)	0.95	0.59		0.23		0.13	

Isla Isabel nov-10	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	65	21	32.31	30	46.15	14	21.54
Total individuos	11156	1935	17.34	7588	68.02	1633	14.64
Densidad (ind/m ²)	6.20	1.08		4.22		0.91	
Total biomasa (g/m ²)	30.60	13.83	45.19	11.28	36.87	5.49	17.93
Total biomasa (ton/ha)	0.31	0.14		0.11		0.05	

Isla Isabel mar-11	herbívoros		planctívoros		carnívoros		
	nivel 2		nivel 3		nivel 4		
	TOTAL	Total	% del total	Total	% del total	Total	% del total
Total especies	59	19	32.20	27	45.76	13	22.03
Total individuos	4438	1013	22.83	2805	63.20	620	13.97
Densidad (ind/m ²)	1.43	0.33		0.90		0.20	
Total biomasa (g/m ²)	69.93	43.54	62.26	15.86	22.68	10.53	15.06
Total biomasa (ton/ha)	0.70	0.44		0.16		0.11	

1.5 Composición béntica en Cabo Pulmo (% total).

Fecha	<i>Pocillopora</i>	<i>Porites</i>	<i>Pavona</i>	<i>Psammocora*</i>	Algas	Otros	Coral vivo
dic-1998	15.8	0.8	0	0	nd	83.40	16.60
jul-2002	12.6	6.3	0.6	0	nd	80.50	19.50
may-2003	6.8	4.9	0	0.2	nd	88.10	11.90
jun-2008	12.22	2.8	1.24	nd	34.13	80.75	16.26
nov-2008	7.13	1.23	0.13	nd	nd	87.61	8.49
jun 2012	15	4	4	nd	21.30	60.95	23.00

* TA: Alga filamentosa, CCA: Alga coralina incrustante, nd: no se registro. *Psammocora stellata*

1.6 Cobertura béntica en Bahías de Huatulco.

	jun-98	mar-02	jun-02	jun-03	nov-03	nov-08	sep-09	ago-11
<i>Pavona</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	1.00	0.70	3.00	2.00
<i>Porites</i>	0.00	0.00	0.50	0.50	0.80	3.70	4.59	0.00
<i>Pocillopora</i>	69.69	21.48	22.68	22.60	39.08	57.90	69.58	87.00
Coral vivo	69.69	21.51	23.21	23.13	40.85	62.63	77.16	89.00
Algas	1.2	32.46	1.14	1.03	2.045	4.8	7.05	10.00
Otros	29.12	46.05	75.68	75.87	57.08	32.8	15.78	1.00
TOTAL %	100	100	100	100	100	100	100	100

1.7 Cobertura béntica en Islas Marietas.

	<i>Pavona</i>	<i>Porites</i>	<i>Pocillopora</i>	<i>Psammocora</i>	Coral vivo	Otros
2002	4.98	0.05	2.36	0.00	7.36	nd*
2004	0.63	14.15	8.52	0.57	23.86	nd
2005	0.00	11.50	18.50	0.00	30.00	nd
2008	7.33	0.42	4.01	0.00	11.75	88.25
2010	3.60	2.98	7.79	0.01	14.38	0.1
2011	2.39	2.62	9.86	0.00	14.86	0.25

* nd: no se registro

1.8 Composición béntica en Isla Isabel.

Fecha	Algas	<i>Pavona</i>	<i>Porites</i>	<i>Pocillopora</i>	<i>Psammocora</i>	Otros
2008	nd	0.19	2.16	2.96	0.09	94.6
2009	84.27	0.07	1.52	2.62	0.04	4.61
2010	3.07	1.85	1.27	5.45	1.05	
2011	23.08	0.43	3.21	5.66	0.28	

1.9 Valores de índices ecológicos de la comunidad de peces en Cabo Pulmo sin *Caranx sexfasciatus*. Máximos en rojo y mínimos en verde.

Año	S	N	d	J'	Fisher	H'(loge)	1-Lambda'
sep-98	47	88.85	10.25	0.61	40.44	2.34	0.84
dic-98	40	71.54	9.13	0.66	37.44	2.45	0.84
jul-02	51	86.50	11.21	0.55	52.16	2.18	0.77
may-03	45	108.98	9.38	0.64	28.69	2.46	0.84
nov-08	44	436.94	7.07	0.48	12.20	1.82	0.73
oct-10	56	495.067	8.86	0.59	16.23	2.38	0.84
ago-11	74	216.29	13.57	0.70	39.70	3.04	0.92
nov-11	62	339.69	10.46	0.61	22.22	2.51	0.84
jun-12	48	320.95	8.14	0.58	15.64	2.25	0.79
may-13	51	209.79	9.35	0.61	21.45	2.41	0.87

1.10 Valores de similitud jerárquica para la comunidad íctica de Cabo Pulmo en serie histórica.

```

CLUSTER
Hierarchical Cluster analysis

Resemblance worksheet
Name: Resem1
Data type: Similarity
Selection: All

Samples
1 sep-98
2 dic-98
3 jul-02
4 may-03
5 nov-08
6 oct-10
7 ago-11
8 nov-11
9 jun-12
10 may-13

Parameters
Cluster mode: Group average

Combining
7+8 -> 11 at 68.99
6+9 -> 12 at 67.07
1+2 -> 13 at 66.63
5+12 -> 14 at 57.56
4+13 -> 15 at 57.16
10+11 -> 16 at 53.95
3+15 -> 17 at 52.3
14+16 -> 18 at 48.84
17+18 -> 19 at 44.62

```

1.11 Valores de similitud jerárquica para la comunidad íctica de Bahías de Huatulco en serie histórica.

```

CLUSTER
Hierarchical Cluster analysis

Resemblance worksheet
Name: Reseml
Data type: Similarity
Selection: All

Samples
1 jun-03
2 feb-06
3 jun-06
4 ene-07
5 nov-08
6 dic-08
7 sep-09
8 ago-10
9 ago-11
10 nov-12
11 ene-13

Parameters
Cluster mode: Group average

Combining
5+9 -> 12 at 68.96
4+10 -> 13 at 66.76
7+12 -> 14 at 63.21
11+13 -> 15 at 62.02
2+3 -> 16 at 57.67
6+14 -> 17 at 57.5
8+15 -> 18 at 57.32
17+18 -> 19 at 54.75
16+19 -> 20 at 47.36
1+20 -> 21 at 38.98
    
```

1.12 Valores de anomalías en la temperatura superficial del océano, del 2000 al 2012. Evento climático El Niño con valores rojos, La Niña con valores azules y valores neutrales en gris. Obtenidos de National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA).

Seasonal temperature anomalies since 2000
 La Niña, El Niño, neutral relative to 1981-2010

Year	DJF	JFM	FMA	MAM	AMJ	MJJ	JJA	JAS	ASO	SON	OND	NDJ
2000	-1.7	-1.5	-1.2	-0.9	-0.8	-0.7	-0.6	-0.5	-0.6	-0.6	-0.8	-0.8
2001	-0.7	-0.6	-0.5	-0.4	-0.2	-0.1	0.0	0.0	-0.1	-0.2	-0.3	-0.3
2002	-0.2	0.0	0.1	0.3	0.5	0.7	0.8	0.8	0.9	1.2	1.3	1.3
2003	1.1	0.8	0.4	0.0	-0.2	-0.1	0.2	0.4	0.4	0.4	0.4	0.3
2004	0.3	0.2	0.1	0.1	0.2	0.3	0.5	0.7	0.8	0.7	0.7	0.7
2005	0.6	0.4	0.3	0.3	0.3	0.3	0.2	0.1	0.0	-0.2	-0.5	-0.8
2006	-0.9	-0.7	-0.5	-0.3	0.0	0.1	0.2	0.3	0.5	0.8	1.0	1.0
2007	0.7	0.3	-0.1	-0.2	-0.3	-0.3	-0.4	-0.6	-0.8	-1.1	-1.2	-1.4
2008	-1.5	-1.5	-1.2	-0.9	-0.7	-0.5	-0.3	-0.2	-0.1	-0.2	-0.5	-0.7
2009	-0.8	-0.7	-0.5	-0.2	0.2	0.4	0.5	0.6	0.8	1.1	1.4	1.6
2010	1.6	1.3	1.0	0.6	0.1	-0.4	-0.9	-1.2	-1.4	-1.5	-1.5	-1.5
2011	-1.4	-1.2	-0.9	-0.6	-0.3	-0.2	-0.2	-0.4	-0.6	-0.8	-1.0	-1.0
2012	-0.9	-0.6	-0.5	-0.3	-0.2	0.0	0.1	0.4	0.5	0.6	0.2	-0.3