



El Colegio de la Frontera Sur

Université de Sherbrooke

Bioindicadores utilizados en el monitoreo de salud del Sistema Arrecifal

Mesoamericano en México y Belice

TESINA

presentada como requisito parcial para optar al grado de

Maestría Profesionalizante en Ecología Internacional

por

Lucero del Carmen Gómez López

2013

Resumen

Los indicadores biológicos son organismos suficientemente sensibles para detectar cambios en el estado del ecosistema en el que se encuentre. Actualmente son una herramienta base en la evaluación de la salud de los sistemas arrecifales coralinos. Estos ecosistemas se encuentran en deterioro por influencia de actividades antropogénicas tales como el desarrollo costero, contaminación, sobrepesca; además de los eventos causados por el cambio climático; como incremento de temperatura, incremento de acidez del océano y eventos de blanqueamiento de coral. Factores que causan una importante degradación en el sistema arrecifal mesoamericano (SAM), tal y como esta reportado para algunos sitios arrecifales de México y Belice. Con base en esto el objetivo de este trabajo es analizar la importancia de los bioindicadores utilizados en el monitoreo de salud del SAM. De acuerdo a la bibliografía consultada el monitoreo de algunas especies de corales arrecifales, macroalgas y peces arrecifales permiten obtener información acerca de la diversidad de los diferentes taxones, cobertura de coral vivo, mortandad y enfermedades de corales, además de datos de reclutamiento de corales y peces, abundancia y frecuencia del tamaño de peces, abundancia de peces herbívoros y abundancia de macroalgas. Los datos en conjunto permiten conocer la condición del ecosistema, determinar las fuentes de estrés y en lo posible establecer medidas que permitan la recuperación y mantenimiento de este ecosistemas. De igual forma, el monitoreo de estas especies permiten conocer si existe la recuperación o mantenimiento de salud arrecifal.

Palabras clave: Bioindicadores; Monitoreo; Arrecifes; Corales; Peces arrecifales; Algas.

Résumé

Les indicateurs biologiques, des organismes assez sensibles qui détectent les changes dans les écosystèmes dans laquelle eux se trouvent, sont un outil de base dans l'évaluation de la santé de systèmes des récifs coralliens. Présentement, les récifs coralliens se trouvent en détérioration par l'influence des activités anthropiques dans l'area (le développement côtier, la pollution, la surpêche, etc.) ou par des évènements causés par le changement climatique (augmentation de la température, acidité de l'océan, etc.). Actuellement on peut voir ce type de dégradation dans le système des récifs coralliens mésoaméricain (SAM), particulièrement au Mexique et Belize.

Dans ce travail nous analysons l'importance des bioindicateurs utilisés en le monitoring de santé du SAM ; selon la bibliographie consultée le monitoring de quelques espèces de coraux, des macroalgues et de poissons de récif. Avec ces données on peut obtenir information à propos de la diversité de différents taxons, couverture corallienne vivant, mortalité et maladies de coraux. Information complémentaire sur des coraux, des poissons et des macroalgues est analysée. À la fin de ce travail on peut dire que les bioindicateurs utilisées nous permettent de connaître la condition de l'écosystème, leurs sources de stress et dans un cas établir des mesures que permettent la récupération et la maintenance de ce type des écosystèmes.

Mots-clés: bioindicateurs, surveillance, récif, coraux, poissons de récif, algues.

Agradecimientos

Gracias al Dr. Juan Jacobo Schmitter Soto, por su orientación y apoyo en la realización de esta tesina.

Gracias al Dr. Juan Pablo Carricart Ganivet por sus comentarios que ayudaron a complementar esta tesina.

A Caroline Cloutier por su ardua labor como coordinadora de Maestría Profesionalizante en Ecología Internacional.

A la Université de Sherbrooke y ECOSUR por la creación de este programa de Maestría Profesionalizante en Ecología Internacional.

A mis padres y familia por su amor y apoyo incondicional.

A mis amigos Abril, Norma, Ramón, Jacive, Leo y Xoch compañeros de esta aventura.

“He hablado ya de nuestros reinos; como el mar es mucho más espacioso que la tierra, los hay allí en mucho más número y mucho más crecidos. Hay en fin una infinidad de naciones de diferentes usos y costumbres que las de la tierra. Los palacios de los reyes son suntuosos y magníficos: los hay de mármol de diferentes colores; de cristal de roca, de nácar de perla, de coral y de otros materiales preciosos”.

Historia de Nouredin y de la Hermosa Persa. Las mil y una noches.

Resumen	ii
Agradecimientos	iv
ÍNDICE DE FIGURAS.....	VII
ÍNDICE DE CUADROS.....	VIII
Glosario	ix
Acrónimos y abreviaturas	xi
INTRODUCCIÓN	1
I. DESCRIPCIÓN Y GENERALIDADES DEL SISTEMA ARRECIFAL MESOAMERICANO	4
1.1 Descripción e importancia	4
1.2 Principales amenazas a la salud del Sistema Arrecifal Mesoamericano	8
1.2.1 Desarrollo costero y explotación de recursos marinos	8
1.2.2 Sedimentación.....	9
1.2.3 Contaminación marina	9
1.2.4 Cambio climático	10
1.2.4.1 Tormentas y huracanes.....	10

1.2.4.2 Influencia del estrés térmico en la reducción de la tasa de calcificación de corales.	13
1.2.4.3 Incremento de CO ₂ y acidificación del mar.....	14
1.2.4.4 Blanqueamiento	15
1.2.5 Invasión de <i>Symbiodinium trenchi</i>	17
1.2.6 Invasión de pez león (<i>Pterois volitans</i>).....	18
1.3 Monitoreo de salud del SAM y organizaciones involucradas	19
1.4 Estado actual de salud del Sistema Arrecifal Mesoamericano.....	23
II. INDICADORES BIOLÓGICOS UTILIZADOS EN LOS MONITOREOS DE SALUD DEL SAM, EN MÉXICO Y BELICE	27
2.1 ¿Qué son los indicadores biológicos?.....	27
2.2 Especies Indicadoras	28
2.2.1 Corales.....	28
2.2.2 Algas	33
2.3.3 Peces arrecifales.....	35
2.3.3.1 Peces herbívoros	36
2.3.3.2 Peces omnívoros.....	39

2.3.3.3 Peces carnívoros.....	40
2.3.4 <i>Diadema antillarum</i>	43
III. INDICADORES BIOLÓGICOS UTILIZADOS EN LOS MONITOREOS DE SALUD ARRECIFAL EN LA REGIÓN DEL CARIBE.	45
3.1 Monitoreo de los impactos antropogénicos	45
3.1.1 Estudios integrales de la comunidad de peces en la evaluación de intervención antropogénica	48
3.2 Cambio climático	50
3.3 Recuperación de la salud de los arrecifes.....	53
CONCLUSIONES	56
Referencias.....	59

Índice de figuras

Figura 1.1 Mapa del Sistema Arrecifal Mesoamericano (McField y Kramer, 2007).	5
Figura 1.2. Principales perturbaciones que han afectado a los arrecifes de Belice (McField y Kramer, 2007).	12

Índice de cuadros

Cuadro 1.1 Valores promedio de los indicadores de salud arrecifal por país (HRI, 2012).....	25
Cuadro 2.2 Especies de corales evaluadas en estudios y monitoreos de salud del SAM.....	29
Cuadro 2.3. Especies de algas evaluadas en estudios y monitoreos de salud del SAM.....	34
Cuadro 2.4. Especies de peces arrecifales herbívoros evaluados en estudios y monitoreos de salud del SAM.....	37
Cuadro 2.5. Especies de peces arrecifales omnívoros evaluados en estudios y monitoreos de salud del SAM.....	39
Cuadro 2.6. Especies de peces arrecifales depredadores evaluados en estudios y monitoreos de salud del SAM.....	41

Glosario

Acropórido	El nombre de una familia de corales ramificados del orden Scleractinia, clase Anthozoa, filo Cnidaria.
Antropogénico	Causado (o inducido) por los seres humanos.
Biodiversidad	El número y la variedad de organismos que se encuentra en un ecosistema específico o una región geográfica. La variedad o riqueza de los ecosistemas, hábitats, comunidades y especies.
Bioerosión.	Erosión del carbonato de calcio (corales, y estructuras arrecifales) causada por los organismos, por medio de la disolución química o por actividades como la perforación, el raspado, o el ataque de ácidos, etc.
Calcáreos	Que contiene carbonato de calcio o calcio; que lo contiene o que le es característico; duro.
Calcificación	El proceso mediante el cual los corales, las algas calcáreas y otros organismos extraen calcio del agua de mar y lo convierten en carbonato de calcio.
Calidad del agua	Se refiere a las condiciones o cualidades abióticas, como los niveles de pH, salinidad, turbidez y nutrientes.
Carbonato de calcio.	Un compuesto cristalino incoloro o blanco (CaCO_3) que se encuentra en forma natural como yeso o cal. Lo producen los corales y otros organismos marinos y es la sustancia principal de los arrecifes y las conchas de mar.

Estructura	La abundancia y la distribución de especies en una comunidad Nivel trófico Conjunto de especies o de organismo de un ecosistema que coinciden por el lugar que ocupan en el flujo de energía y nutrientes
Pólipo	Un celenterado (como una hidra o un coral) que tiene un cuerpo cilíndrico con una abertura oral, generalmente está rodeada por tentáculos.
Reclutamiento	El influjo de nuevos miembros hacia una población, sea éste por reproducción o por inmigración.
Resilencia	Se refiere a la capacidad que tienen los organismos de soportar altos niveles de presión ambiental (temperatura, sedimentos, etc.) sin morir.
Simbiosis	Forma de interacción biológica que hace referencia a la relación estrecha y persistente entre organismos de distintas especies. A los organismos involucrados se les denomina simbiote
Zooxantelas	Dinoflagelados unicelulares fotosintéticos que viven en forma simbiótica en el tejido de los pólipos coralinos. Les proporcionan a los corales su alimento y su color y ayudan a la calcificación.

Acrónimos y abreviaturas

AGRRA	Programa de Evaluación Rápida de Arrecifes del Atlántico y el Golfo
AMP	Área Marina Protegida
CARICOM	Programa de Productividad Marina Costera del caribe
CPACC	Programa de Planificación del Caribe para la Adaptación al Cambio Climático
CINVESTAV	Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional
CONANP	Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas
ECOSUR	El Colegio de la Frontera Sur
HRI	Iniciativa Internacional Arrecifes Saludables para Gente Saludable
ICRAN	Red Internacional de Acción para los Corales Arrecifales
IISAS	Índice Integrado de la Salud Arrecifal Simplificado
IEEE	Informe Especial de Escenarios de Emisiones
IPCC	Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático
MAR	Alianza para el Arrecife Mesoamericano
PMS	Programa de Monitoreo Sinóptico
PNUMA	Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente
SAM	Sistema Arrecifal Mesoamericano
TBT	Tributilestaño

TNC	Organización de la Conservación de la Naturaleza
UNESCO	Organización de las Naciones Unidas para la Ciencia y la Cultura
WWF	Fondo Mundial para la Naturaleza

Introducción

Los sistemas arrecifales son uno de los ecosistemas marinos más diversos. Están siendo gravemente impactados por actividades antropogénicas como desarrollo costero, agricultura, deforestación y prácticas de pesca intensiva. Esto conlleva la degradación de los hábitats arrecifales y con ello la pérdida de especies.

En adición fenómenos del cambio climático como incremento del nivel del mar, incrementos de temperatura, aumento de la acidez del océano y cambios en la frecuencia e intensidad de tormentas y huracanes representan una amenaza para la los sistemas arrecifales (Burke y Maindens, 2004).

Investigaciones revelan que un alto porcentaje de las especies de peces arrecifales, caracoles, langostas y corales presentes en estos arrecifales son vulnerables a la desaparición (Roberts, et al., 2002; Hoegh-Guldberg, et al., 2007).

Tan solo en la región del caribe se registraron grandes pérdidas de cobertura de coral después del evento de blanqueamiento de 1998, y muchos de estos sitios no han podido recuperarse. Esta disminución de cobertura tiene como consecuencia la disminución de los sitios de alimentación, protección y agregación de peces arrecifales, con lo que su diversidad y cobertura se ve comprometida (Mumby y Colette, 2002; Burke y Maindens, 2004; Arias-González, et al., 2012).

De igual forma la disminución de poblaciones de especies de peces arrecifales amenaza a más del 60% de los arrecifes del Caribe, de acuerdo al último reporte de salud del sistema arrecifal mesoamericano en algunos sitios de Belice hubo una disminución de tallas de peces herbívoros (Burke y Maindens, 2004; HRI, 2012).

Uno de los sistemas arrecifales más importantes del mundo, después de la gran barrera arrecifal de Australia, es el Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM). Este sistema arrecifal se extiende a lo largo de las costas orientales de México, Belice, Guatemala y Honduras. La salud y el equilibrio de este ecosistema son primordiales para el sustento de millones de personas que dependen de este y de otros ecosistemas costeros de los países mesoamericanos. Desafortunadamente, el SAM, al igual que los arrecifes del mundo, se encuentra amenazado por actividades antropogénicas, desastres naturales y cambio climático (PNUMA, 2008).

De acuerdo al último reporte de salud de SAM elaborado por la Iniciativa Internacional Arrecifes Saludables para Gente Saludable (HRI), entre el 2006 y 2012, del total de 80 sitios monitoreados en 26 sitios se reportó un incremento de la salud arrecifal, 14 permaneció estable y en 40 sitios decayeron. Estos datos de recuperación se deben entre otras razones a la recuperación del impacto de los huracanes Emily y Wilma en 2005 y a las medidas de regulación de pesca de algunos sitios. Mientras que los datos de decremento de salud pueden deberse al aumento del desarrollo costero, actividades de turismo, falta de regulaciones de pesca entre otras (HRI, 2012).

Estas evaluaciones son realizadas mediante el monitoreo de especies bioindicadoras que proporcionen información referente a los atributos funcionales y estructurales clave en los sistemas arrecifales. Su utilización en el monitoreo de impactos de fenómenos naturales, antropogénicos y de la influencia del cambio climático permiten evaluar la condición y las tendencias de salud del ecosistema arrecifal (Hoegh-Guldberg et al., 2007; McField y Kramer, 2007).

Las investigaciones y evaluaciones de salud permiten comprender los impactos de los eventos que perturban el equilibrio de este ecosistema, con ello establecer medidas que contribuyan al mantenimiento y recuperación de estos ecosistemas (Bellwood et al., 2004; McField y Kramer, 2007; Aronson et al., 2012).

Este ensayo tiene el objetivo de analizar la importancia de los bioindicadoras utilizados en el monitoreo de salud del Sistema Arrecifal Mesoamericano. En primer instancia se aborda de manera general la descripción e importancia del SAM, así como las principales amenazas y las labores de monitoreo que se realizan en este sistema arrecifal. En segundo lugar se presentan algunas de las principales especies de corales, algas y peces utilizadas como bioindicadores en monitoreos y estudios de las zonas arrecifales de México y Belice. Finalmente se analiza la importancia de los bioindicadores en la obtención de información de los impactos a la salud de los arrecifes, causados por el cambio climático e influencia antropogénica; así como su importancia en el monitoreo de la recuperación de la salud de los arrecifes coralinos.

I. Descripción y generalidades del Sistema Arrecifal Mesoamericano

1.1 Descripción e importancia

Los arrecifes de coral son ecosistemas complejos que albergan una enorme cantidad de biodiversidad (Buddemeier et al., 2011; Pandolfi et al., 2011). Se encuentran ubicados en las zonas intertropicales, ya que su hábitat es en aguas relativamente calientes, jamás inferiores a 18°C (Smith y Smith, 2007). Su estructura puede estar caracterizado de la siguiente manera: lagunas arrecifales con una profundidad media 5 a 7 m con bancos de *Acropora palmata*; arrecife posterior que es la zona comprendida entre el fondo lagunar y la zona de rompiente, aquí se pueden encontrar cabezos de *Millepora complanata*, *Acropora palmata*, *Porites porites*, *Agaricia agaricia* y *Montastraea annularis*, entre otros. El arrecife frontal se caracteriza por tener mayor diversidad de corales encontrándose macizos en áreas mayores a 20 m de profundidad (Jordan, 1978).

Estos ecosistemas tienen una alta productividad primaria que puede llegar a generar de 5-10g/m² de carbono orgánico (Sorokin, 1993). Por otra parte, los arrecifes de coral brindan importantes servicios ambientales entre ellos protección a la costa, hábitat, áreas de refugio y alimentación de una amplia biodiversidad, así como sitios de crianza y crecimiento juvenil de muchas especies de peces pelágicos. Además de albergar alrededor del 9% del stock de recursos pesqueros en el mundo oceánico (Sorokin, 1993; García-Salgado et al., 2006). De igual forma, estos ecosistemas son de gran importancia económica a nivel mundial ya que más de 450 millones de personas de

109 países viven cerca de los arrecifes de coral (Hoegh-Guldberg et al., 2007; Pandolfi et al., 2011).

Los arrecifes de coral en el mar Caribe se extiende a lo largo de miles de kilómetros, de cuales aproximadamente 1000 km corresponde al Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM) (Burke et al., 2004; PNUMA, 2008).



Figura 1.1 Mapa del Sistema Arrecifal Mesoamericano (McField y Kramer, 2007).

El SAM inicia en Cabo Catoche, al norte de Quintana Roo, México, bordea las costas de Belice y Guatemala para finalizar en el complejo de Islas de la Bahía Cayos Cochinos, en la costa norte de Honduras (Ardisson et al., 2011). El SAM es caracterizado por ser una zona dinámica regida por la convergencia de las corrientes marinas del Caribe, de Lazo y del Golfo, lo cual permite un constante intercambio de nutrientes y un flujo larval constante (Chávez Villegas et al., 2009). Es hábitat de muchas especies y organismos marinos tales como tortugas marinas, manatíes, más de 65 especies de corales y más de 500 especies de peces, incluido el tiburón ballena (García et al., 2008). De igual forma contribuye a la estabilización y protección de las costas marinas, permite mantener la calidad del agua costera; y la subsistencia de aproximadamente un millón de personas que viven en áreas costeras adyacentes (Almada-Villela et al., 2003).

El SAM cuenta con 63 áreas marinas protegidas (AMP) que proveen hábitats para un elevado número de especies de flora, mamíferos marinos, reptiles, peces e invertebrados; muchas de estas especies son de importancia comercial, y algunas se encuentran amenazadas o en peligro de extinción como el caracol rosa (*Strombus gigas*) (Ardisson et al., 2011).

El sistema arrecifal en México está conformado por arrecifes costeros extendidos por más de 350 km a lo largo de la costa del estado de Quintana Roo, aquí, se encuentra ubicado el Banco Chinchorro, reconocido como el pseudoatolón más grande en el Caribe compartido con el complejo arrecifal de Belice (García-Salgado et al., 2008; Beltrán-Torres y Carricart-Ganivet, 2011). Algunas de las áreas arrecifales son las siguientes: Banco Chinchorro, Parque Nacional de Arrecifes Cozumel, Parque Nacional

de Xcalac, Mahahual Parque Nacional de Arrecifes Puerto Morelos, Parque Nacional de Tulum y la Reserva de la Biosfera Arrecifes de SianKa'an (García-Salgado et al., 2008; CONANP, 2013).

La barrera arrecifal de Belice es considerada como Patrimonio Cultural del Mundo, desde 1996 por el World Heritage Center de la Organización de las Naciones Unidas para la Ciencia y la Cultura (UNESCO). Este complejo arrecifal está conformado por más de 250 km de longitud y de 10 hasta 32 km de ancho, se extiende desde la frontera con México al norte, hasta cerca de la frontera con Guatemala hacia el sur, tiene cientos de parches de arrecifes, así como manglares e islas a lo largo de la costa del país (Littler et al., 1989; SAM, 2003; Gómez, 2004). Algunos de los sitios arrecifales más importantes son los siguientes: Parque nacional y reserva marina de Bacalar Chico, Parque nacional de Laughing Bird Caye, Half Moon Cay, Blue Hole, Reserva Marina de Glovers Reef, Reserva marina de South Water Cay y Sapodilla Cayes, entre otros (Almada-Villela et al., 2003).

El SAM al igual que otros arrecifes del mundo, se encuentra sometido a una combinación de diferentes perturbaciones que son cada vez más frecuentes y severas, con serias consecuencias, como la disminución masiva en la cobertura de coral vivo, disminución de biodiversidad así como el aumento de macroalgas, que provocan la degradación de este ecosistema (Brown et al., 2006; Hughes et al., 2010; Sharp y Ritchie, 2012).

Dentro de las principales causas de estos trastornos se encuentra la sobreexplotación de los recursos marinos, eventos naturales como tormentas tropicales y huracanes,

además del impacto de fenómenos originados por el cambio climático (Brown et al., 2006; PNUMA, 2008; Pandolfi et al., 2011).

1.2 Principales amenazas a la salud del Sistema Arrecifal Mesoamericano

1.2.1 Desarrollo costero y explotación de recursos marinos

El desarrollo costero está ejerciendo una fuerte presión tanto en los ecosistemas costeros como en los arrecifes de coral. Acciones como extracción de piedra caliza, extracción de arena para la construcción de viviendas y complejos turísticos, ha provocado la pérdida de manglares y pastos marinos, los cuales son un filtro para los sedimentos y nutrientes de las escorrentías derivadas de estas construcciones, y de la descarga de aguas residuales sin tratamiento; estas aguas residuales representan una fuente importante de nutrientes que degradan la calidad del agua (Hodgson,1999; Burke et al., 2004)

De igual forma actividades como la sobrepesca en zonas arrecifales, representan una amenaza para los recursos marinos. Algunos de los métodos de pesca que se utilizan pueden ser selectivos mediante el uso de anzuelo, arpón y lanza, pero también se practican los no selectivos, que utilizan principalmente redes. Sin embargo las prácticas de pesca no reguladas tienen serios impactos en algunas especies, por ejemplo cuando la pesca se hace en lugares de desove, se ven afectadas poblaciones de algunas especies de peces como Serranidae, por ejemplo, *Epinephelus striatus*, y Lutjanidae, por ejemplo *Lutjanus cyanopterus*. La sobrepesca también ha causado impactos en otras especies como langosta y caracol, que en algunos lugares del Caribe se encuentran en peligro de extinción (Graham et al., 2008 ; PNUMA, 2008).

Otro de los efectos de las prácticas de pesca no regulada es la disminución del tamaño promedio de las especies y disminución las tasas reproductivas, que conlleva a la reducción del stock de la población y la captura por unidad de esfuerzo (Linton y Warner, 2003; Burke et al., 2004; Clua et al., 2005).

1.2.2 Sedimentación

La deforestación y dragado, son actividades ligadas al desarrollo costero, estas, originan producción de sedimentos que degradan la calidad del agua (Robinson et al., 2006). La sedimentación se refiere a la descarga de grandes cantidades de fango, arena y otros materiales inertes, que pueden quedar suspendidos por mucho tiempo en el mar, hasta que se sedimentan al fondo de éste (Wilkinson y Souter, 2008). Estos sedimentos y nutrientes en exceso tienen efectos inhibitorios o negativos sobre las comunidades arrecifales; los corales no pueden tolerar una sedimentación excesiva, debido a que el incremento de la turbiedad impide la fotosíntesis y con ello el crecimiento de los esqueletos calcáreos; por consiguiente se ve limitada la reproducción y aumenta la mortandad de larvas durante la fase de vida planctónica (Robinson et al., 2006; Paris y Chérubin, 2008).

1.2.3 Contaminación marina

La contaminación marina provocada por las descargas de aguas residuales provenientes de industrias químicas, refinerías de petróleo, industrias de alimentos, de viviendas y hoteles, son contaminantes que influyen en la degradación de la calidad del agua marina (Burke et al., 2004; Hutchings et al., 2005). De igual forma las altas

concentraciones de nutrientes como nitrógeno orgánico e inorgánico, fosfatos, metales pesados, entre otros componentes de plaguicidas y herbicidas utilizados en actividades agrícolas representan sustancias contaminantes. Los hidrocarburos, sustancias poco solubles en agua y que regularmente se acumulan en los sedimentos, son contaminantes provenientes de plataformas estacionarias, filtraciones o descargas deliberadas por buques (Burke et al., 2004; Srogi, 2007; Bainbridge et al., 2009). Además de otros contaminantes químicos como el tributilestaño (TBT) proveniente de las pinturas antiincrustantes en los buques (Linton y Warner, 2003). La basura originada en los cruceros, tales como plásticos, unicel, vidrio, además de los residuos sólidos provenientes de las poblaciones costeras, representan una importante presión para los arrecifes de coral (Linton y Warner, 2003).

1.2.4 Cambio climático

1.2.4.1 Tormentas y huracanes

Existen fenómenos naturales que causan destrucción en los arrecifes, entre ellos las tormentas tropicales y huracanes (Pittock, 1999; PNUMA, 2008; Wilson et al., 2009). El aumento de la intensidad y la frecuencia de estos fenómenos se asocian al aumento o cambios extremos de temperatura originados por el cambio climático (Alcolado et al., 2009; Wilson, 2009).

Por otra parte, a pesar de que los huracanes proporcionan enfriamiento cerca de la superficie del océano, son fenómenos que representan una amenaza para los arrecifes de coral (Wilkinson y Souter, 2008). Estudios realizados en zonas con arrecifes sugieren que los huracanes son una causa de impacto sobre la diversidad, distribución

disminución e incluso mortandad de los corales (Aronson y Precht, 2001; Gardner, 2005; Nieto et al., 2012). Esto debido a que las olas, el movimiento del agua, los vientos de alta velocidad, lluvias torrenciales y mareas influye significativamente en la estructura y distribución de las comunidades de coral (Wilkinson y Souter, 2008; Nieto et al., 2012). Por consiguiente afectan las crestas de coral y se pierde su efectividad como refugios y como disipadoras del oleaje (Alcolado et al., 2009). Así mismo en los últimos 20-25 años estos fenómenos han devastado muchas especies de coral, sobre todo las de estructura ramificada, por ejemplo, los corales *Acropora* spp. (Aronson y Precht, 2001; Wilkinson y Souter, 2008; Alcolado et al., 2009).

Un ejemplo de los impactos de estos fenómenos es el daño causado por los huracanes Gilberto y Keith en 1988 en 1989 en la costa noroeste de la península de Yucatán de México. Un año después del impacto se realizaron monitoreos que arrojaron datos de una reducción de cubierta de coral de *Acropora palmata* de un 18% en comparación de los valores de 1979, sin embargo cinco años después de este evento se registró un incremento de cobertura de coral (Jordán-Dahlgren y Rodríguez-Martínez, 1998).

Estos fenómenos también tuvieron serias consecuencias en los arrecifes de Belice, que después del impacto del huracán Hattie en 1961, no había registrado daños tan importantes como los ocasionados por Mitch en 1998(figura 2). El impacto de este huracán afectó el porcentaje de cobertura de corales, en especial *Acropora palmata* que también fue afectada por la plaga de blanqueamiento de coral. Años después se registraron impactos de los huracanes Keit en el año 2000 e Iris en el año 2001, lo que impidió la recuperación de *Acropora palmata* e influyó a la pérdida de población de

Diadema antillarum, que desde los años 1980 está en disminución (McField y Kramer, 2007).

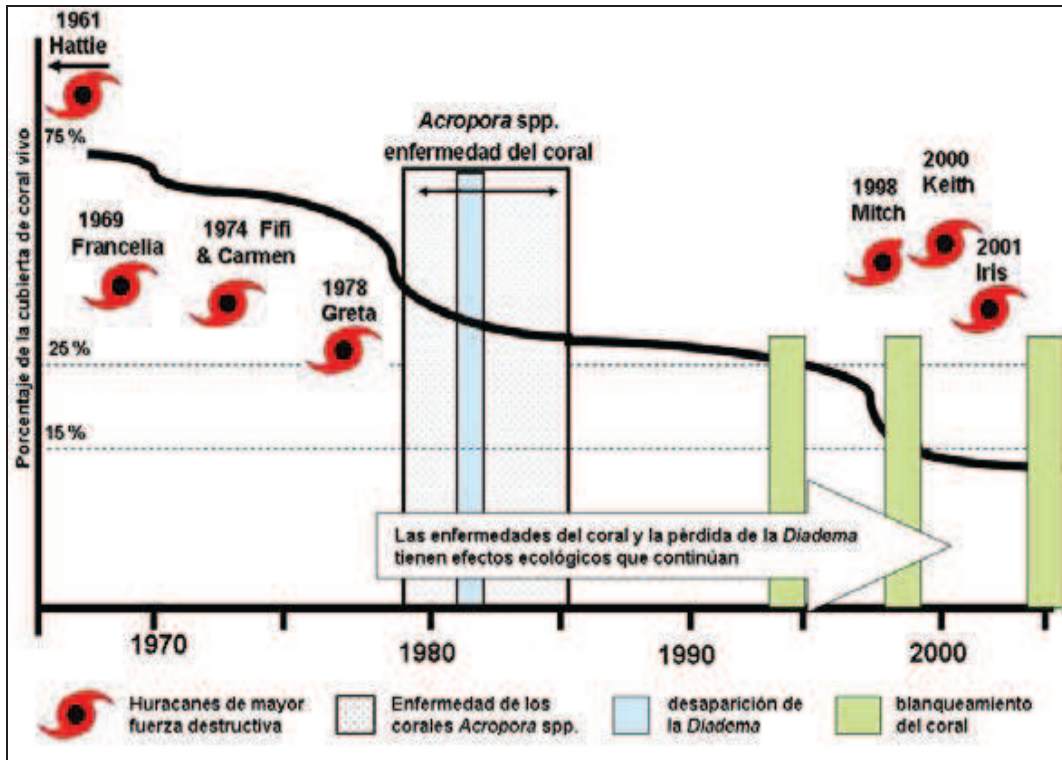


Figura 1.2. Principales perturbaciones que han afectado a los arrecifes de Belice (McField y Kramer, 2007).

Los huracanes Emily, Wilma y Beta en el año 2005, también impactaron en la región del SAM, y afectaron a los arrecifes de coral poco profundos, incluidas esponjas y gorgonias, asimismo las intensas lluvias provocaron una resuspensión de sedimentos, que de manera general provocó la disminución de cobertura de coral duro. Daños similares dejaron los huracanes Wilma en los arrecifes de los Cayos de la Florida, y el huracán Rita en el National Marine Sanctuary The Flower Garden Banks, en Estados Unidos (Wilkinson y Souter, 2008).

Sin embargo no solo los huracanes son la causa de los patrones recientes de la mortandad de coral en la mayor parte de la región del Caribe, existen otras amenazas que se han identificado como significativas, para esta y otras especies del ecosistema, y que son resultado del cambio climático global (Pittock, 1999; Wilson et al., 2009; Sharp y Ritchie, 2012).

1.2.4.2 Influencia del estrés térmico en la reducción de la tasa de calcificación de corales.

La calcificación es un proceso importante en el crecimiento del esqueleto de corales arrecifales. En este proceso influyen factores ambientales tales como luz, sedimentación, nutrientes, condición térmica, entre otras, siendo este último uno de los factores más significativo en las tasas de calcificación (Cruz-Piñon et al., 2003; Lough y Cooper, 2011; Carricart-Ganivet et al., 2012).

Estudios al respecto han demostrado que la temperatura influye en el peso y extensión del esqueleto de los corales (Marshall y Clode, 2004). Debido a esto, investigadores han monitoreado los efectos de condiciones térmicas estresantes en el crecimiento de corales formadores de arrecifes. Un ejemplo es el estudio realizado por Wórum et al. (2007) en el Caribe Mexicano, donde se analizaron datos de calcificación de especies de *Montastrea* spp. recolectados entre 1985 y 2004 en los meses de junio a noviembre. Estos datos fueron analizados mediante una distribución Gaussiana, los resultados indican que la tasa óptima de calcificación, ocurre a los 28.8 °C, y que después de esta temperatura sobreviene una disminución de la misma (Wórum et al., 2007).

Por otra parte, Carricart-Ganivet et al. (2012) realizaron un estudio donde mediante técnicas de densitometría analizaron la reducción de las tasas de calcificación, durante las últimas tres décadas, en corales *Porites* spp. de la Gran Barrera de Coral Australiana, así como *Montastrea faveolata* y *M. franksi* del SAM. Los resultados revelan que para *Porites* spp. la reducción de la tasa de calcificación fue de 0.40g cm^{-2} por año⁻¹, mientras que para *Montastrea* spp. se registró una disminución de 0.12g cm^{-2} por año⁻¹. Así mismo se identificó que la tasa de calcificación disminuye a partir de los 30°C para *Porites* spp., mientras que para *Montastrea* spp. ocurre a partir de los 35°C (Carricart-Ganivet, et al., 2012).

Si bien, estas investigaciones solo muestran datos de ciertas especies de coral, la mayoría sugieren que la calcificación de corales constructores de arrecifes podría verse comprometido en el futuro. Esto debido al estrés térmico causado por el incremento de temperatura de los océanos, como consecuencia del calentamiento global, lo cual representa una seria amenaza a la salud de los ecosistemas arrecifales.

1.2.4.3 Incremento de CO₂ y acidificación del mar

El incremento de la concentración de CO₂ en el agua, producido principalmente por la quema de combustibles fósiles, deforestación y agricultura, provoca cambios en el pH del agua del mar. El CO₂ es capturado por los océanos, reacciona con el agua para producir ácido carbónico y causa su acidificación (Hoegh-Guldberg, 2007; HRI, 2012). Esto, reduce la disponibilidad de carbonato y afecta la capacidad de los corales y otros organismos marinos calcificadores para producir sus esqueletos (Pittock, 1999; Hoegh-Guldberg, 2007; Pandolfi, 2011). Así mismo, se reducen las tasas de crecimiento y la

capacidad del ecosistema arrecifal para mantener un balance positivo entre la construcción y la erosión (Pandolfi, 2011; HRI, 2012). Por consecuencia, hay una importante disminución de cobertura de coral, y en los casos más graves mortalidad de los corales escleractinios (Wilson, 2009). Esta pérdida estructural también afecta a la capacidad de los arrecifes para absorber la energía de las olas y por lo tanto afecta la protección costera, además de afectar a otras especies que dependen de esta complejidad estructural (Hoegh-Guldberg, 2007).

1.2.4.4 Blanqueamiento

Otro de los impactos que causa el rápido incremento de la temperatura global son eventos de blanqueamiento de coral. Por lo que, los cambios de temperatura que se prevén para los próximos años, en adición al incremento del nivel del mar y una alta radiación solar, aumentaría la frecuencia de eventos de blanqueamiento de coral, y la susceptibilidad a la pérdida de poblaciones de coral (IPCC, 2007; Carrigan y Puotinen, 2011).

El blanqueamiento de coral, causado por el estrés de los factores mencionados anteriormente, provoca la pérdida de zooxantelas que viven en simbiosis con los corales (Glynn, 1993; García-Arredondo et al., 2011). Esta relación simbiótica, bajo condiciones estresantes, puede provocar un desequilibrio metabólico entre los simbioses; reduciendo la concentración de clorofila y de la biomasa relativa de zooxantelas. La permanencia de las zooxantelas es de vital importancia, ya que suministran la mayor parte de las necesidades nutricionales de invertebrados a través de la fotosíntesis (Glynn, 1993; Orbura, 2009; Buddemeier et al., 2011).

Los eventos de blanqueamiento pueden provocar desde muerte parcial de los corales arrecifales, con posibilidad de recuperación siempre y cuando existan las condiciones adecuadas, hasta muerte permanente, dependiendo de la intensidad del evento (Burke et al., 2004).

Por otra parte, resulta de particular interés para la región del Caribe las consecuencias del blanqueamiento que afectan a un gran número de corales escleractinios e hidrocorales, principales constructores de arrecifes, donde este fenómeno ha provocado una importante pérdida de poblaciones (Glynn, 1993; Hoegh-Guldberg et al., 2007).

Entre los más graves acontecimientos de blanqueamiento de coral que se han registrado son los ocurridos en la década de 1990 (Brown et al., 2006). Este episodio afectó formaciones coralinas de alrededor del mundo, y se estima que a raíz de este evento el 16% de la población mundial de corales arrecifales murió en un periodo de aproximadamente 12 meses (Hoegh-Guldberg, 2011). Otro evento de blanqueamiento registrado en 2005 provocó la muerte inmediata y durante los siguientes años, en los arrecifes del Caribe oriental (Buddemeier et al., 2011).

Los corales pueden recuperarse de episodios leves a moderados de blanqueamiento, siempre y cuando existan las condiciones adecuadas y no ocurra un evento de blanqueamiento repetido (Buddemeier et al., 2011). Sin embargo, aunque algunos de los lugares impactados han recuperado población coralina, la mayoría no ha logrado recuperar su población original (Burke et al., 2004).

1.2.5 Invasión de *Symbiodinium trenchi*

Los dinoflagelados del género *Symbiodinium* representan uno de los grupos más abundante e importante de eucariotas en los ecosistemas arrecifales, ya que proporcionan la energía requerida por los corales para crecer, calcificarse y reproducirse (Finney et al., 2010).

Sin embargo, las condiciones de estrés provocadas por variaciones térmicas en la superficie marina pueden provocar aumento en la abundancia de especies oportunistas de microalgas de este género. Si bien, los registros de la permanencia de estas poblaciones casi siempre son por poco tiempo (mientras las condiciones ambientales regresan a su normalidad), también existen registros de invaciones en el Caribe por periodos más largos (LaJeunesse et al., 2009; 2010; Pettay et al., 2011).

Un ejemplo de esto es la invasión de *Symbiodinium trenchi* estudiada por LaJeunesse et al. (2009) en comunidades de coral de Barbados. En este estudio se realizó un seguimiento de la prevalencia y abundancia de colonias de esta especie antes, durante y después del evento de blanqueamiento registrado en el 2005. Los registros indicaron un aumento en la abundancia y prevalencia de esta especie en colonias de *Agaricia* spp., *M. annularis* y *M. cavernosa*; sin embargo este aumento coincidió con el hecho de que estas especies de corales no mostraron signos de blanqueamiento (LaJeunesse et al., 2009).

A pesar de que la presencia de poblaciones de *S. trenchi* en el Caribe durante los eventos de blanqueamiento del 2005 evitó que algunas colonias de corales sufrieran afectaciones o incluso la muerte, su presencia también puede ser un indicio de

condiciones de estrés negativas para la salud de los corales arrecifales (LaJeunesse, et al., 2009). Es importante mencionar que por el momento no se cuenta con información suficiente sobre los efectos de esta especie sobre los corales arrecifales, por lo que, aunque en este trabajo se menciona en el apartado de amenazas a la salud de los arrecifes, son necesarios más estudios al respecto.

1.2.6 Invasión de pez león (*Pterois volitans*)

Desde la década pasada se ha registrado un aumento de la presencia del pez león (*Pterois volitans*) en el Atlántico occidental y en la región del Caribe, convirtiéndose en una importante amenaza para los arrecifes de coral ya que añade un estrés adicional a este ecosistema ya presionado por otros factores (Morris Jr. y Akins, 2009; Côté y Green, 2012; Valdez-Moreno et al., 2012;).

El pez león es una especie proveniente del Océano Índico se caracteriza por tener una alta fecundidad, combinado con una fase larval pelágica de aproximadamente 26 días, es una especie con una dieta generalista y de un tamaño de hasta 50cm, estas características han favorecido su dispersión rápida y generalizada en todo el Caribe (Côté y Green, 2012; Jud y Layman, 2012). Actualmente tiene presencia localizada en los arrecifes de coral, pastos marinos y manglares a lo largo de la costa atlántica de los EE.UU. (Morris Jr. y Akins, 2009; Morris Jr. et al., 2011; Côté y Green, 2012). Igualmente se ha registrado presencia de esta especie en diferentes países, tales como las Bahamas, las Bermudas, Islas Turcas y Caicos, Haití, Cuba, República Dominicana, Puerto Rico y Venezuela (Morris Jr. y Akins, 2009; Arias-González et al., 2011b; Mark, 2012, Valdez-Moreno et al., 2012). Los primeros reportes de pez león en el SAM fueron

en el 2008, sin embargo ahora son muy comunes desde la península de Yucatán, en México hasta Belice y Honduras (Morris Jr. y Akins, 2009; HRI, 2012; Valdez-Moreno et al., 2012). Los registro del monitoreo en el SAM realizado por el equipo de HRI en el 2012, indican que 30 de 133 sitios monitoreados registraron presencia de peces león (HRI, 2012).

Uno de los daños que provoca esta especie invasora a los peces nativos de los arrecifes, es la reducción de especies. Dentro de los peces que son presa de el pez león se encuentran integrantes de las familias Apogonidae, Gobidae, Pomacentridae entre otros (Muñoz-Escobar y Gil-Agudelo, 2012). De igual forma, el pez león, como especie generalista podría representar una fuerte presión para pece pertenecientes a la familia Serranidae, grupo que ha sido altamente explotado, y que esta presion representa un obstaculo para su recuperación (Arias et al., 2011b; Morris Jr. et al., 2011).

Por otro lado su alta tasa de reproduccion representa un factor importante en la reducción de abundancia de la biodiversidad nativa de los arrecifes coralinos (Morris Jr. et al., 2011; Coté y Green, 2012; Mark, 2012). Esto ha sido comprobado mediante experimentos de campo controlado, como el llevado a cabo por Mark(2012) en arrecifes de las Bahamas, en el cual se demostró que el pez león reduce la abundancia de peces pequeños nativos de los arrecifes (Mark, 2012).

1.3 Monitoreo de salud del SAM y organizaciones involucradas

Los impactos que propician el decline de salud del SAM ha provocado interes en muchos investigadores, manejadores de areas marinas, gobiernos y población en

general, quienes se han dado a la tarea de comprender mejor los factores clave que mantienen y sustentan la resiliencia de este ecosistema (Bonaldo y Bellwood, 2011).

Un papel fundamental en este proceso es la cooperación de las distintas organizaciones gubernamentales y no gubernamentales de México y Belice para la obtención de información y capacitación, con el fin de obtener herramientas para evaluar y monitorear la salud del sistema arrecifal mesoamericano. De igual forma esta cooperación ha permitido establecer mejores acciones para el manejo y mantenimiento de los arrecifes coralinos y de los ecosistemas costeros con el objetivo de mantener su resiliencia (Almada-Villela et al., 2003; PNUMA, 2008).

Un ejemplo de estos programas es el proyecto para el sistema arrecifal mesoamericano, mediante el cual, en el año 2003, se diseñó el Programa de Monitoreo Sinóptico (PMS) del SAM. El objetivo principal de este programa fue establecer una metodología regional de múltiples niveles para monitorear cambios en la salud del ecosistema (Almada-Villela et al., 2003). Una de las características de este programa es que utiliza aspectos de protocolos de monitoreo que han sido creados para la región, tales como los establecidos por el Programa de Productividad Marina y Costera del Caribe (CARICOMP, por sus siglas en inglés) (Almada-Villela et al., 2003). CARICOMP es una red cooperativa de investigación y monitoreo de los laboratorios marinos, parques naturales y reservas, de la Universidad de las Indias Occidentales en Mona, Kingston, Jamaica y estableció un manual de métodos para la asignación y control de los parámetros físicos y biológicos en la zona costera del Caribe (CARICOMP, 2001).

El PMS, también utiliza los métodos establecidos por el programa de Evaluación Rápida de Arrecifes del Atlántico y el Golfo (AGRRA, por sus siglas en inglés) (Almadavillela et al., 2003). AGRRA ha desarrollado protocolos estandarizados para evaluación de la condición de los corales formadores de arrecifes, algas y peces, además cuenta con una amplia base de datos regional sobre el estado de los arrecifes de coral del Caribe (AGRRA, 2012).

De igual forma, el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) ha participado con el proyecto de la Alianza para el Arrecife Mesoamericano, realizado por la Red Internacional de Acción para los Corales Arrecifales (ICRAN, por sus siglas en inglés) y Red de Arrecifes Mesoamericanos (MAR, por sus siglas en inglés) el cual en el año 2008, fue diseñado para contribuir con los esfuerzos a nivel local, nacional y regional para la conservación y manejo sostenible de los recursos presentes en el SAM (PNUMA, 2008).

Existen también diferentes organizaciones dedicadas a estudiar y monitorear la salud de éste ecosistema, tal como el Departamento de Pesquería de Belice, el Departamento de Gestión de Zonas Costeras de Belice, Amigos de la Naturaleza, Reserva Marina de Caye Caulker, Reserva Marina de Sout Water, Asociación de Organizaciones de Manejo de Áreas Protegidas, estas están establecidas en Belice (García-Salgado et al., 2006). Algunas instituciones de México son las siguientes: Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP), Universidad de Quintana Roo (UQROO), Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV), El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), entre otras. Además de organizaciones internacionales como Fondo Mundial para la

Naturaleza (WWF), la organización de la Conservación de la Naturaleza (TNC) (García-Salgado et al., 2006).

Por otra parte el trabajo de científicos de distintos centros de investigación es de vital importancia, ya que permite obtener información para caracterizar la existencia de cambios importantes en la función o estructura del ecosistema arrecifal, ya sea a través del tiempo o después del impacto de algún fenómeno natural (Bellwood et al., 2004; McField y Kramer, 2007; Aronson et al., 2012). Esta información es uno de los elementos importantes para diseñar, establecer y desarrollar acciones que optimicen el manejo de los recursos costeros y marinos, con el objetivo de procurar la recuperación o disminución de impactos a la salud del SAM (Almada-Villela et al., 2003; Bellwood et al., 2004; McField y Kramer, 2007).

El proyecto de cooperación más reciente es el establecido por Iniciativa Arrecife Saludable (HRI, por sus siglas en inglés), iniciativa internacional que busca la colaboración con el objetivo de generar herramientas fáciles de usar, para medir, rastrear y reportar la salud del SAM; y que además realizó el último reporte de salud en el año 2012 (HRI, 2012). Esta iniciativa tiene el objetivo de mejorar el impacto colectivo de conservación en la región del SAM. Los miembros fundadores son las siguientes organizaciones: Alianza Mundial para la Conservación de la Naturaleza(WWF),el Proyecto Sistema Arrecifal Mesoamericano(SAM),el Banco Mundial, Fundación Summit y Perigree Environmental (HRI, 2012).

1.4 Estado actual de salud del Sistema Arrecifal Mesoamericano

Los datos en el reporte de salud del SAM 2012 corresponden a un total de 193 sitios; 123 sitios son representativos de toda la región y han sido monitoreados por parte del equipo HRI, los otros 70 sitios fueron monitoreados por los socios de HRI, quienes seleccionaron los sitios de monitoreo basándose en conocimiento de expertos locales y a menudo como resultado de investigaciones realizadas en esta zona (HRI, 2012).

La organización HRI utiliza ciertos criterios de clasificación medibles como indicadores de salud del arrecife coralino; éstos fueron desarrollados por un comité de expertos conformado por miembros de las siguientes organizaciones internacionales: AGRRA, CINVESTAV, Universidad de Boston, Universidad de Queensland, Scripps Institution of Oceanography, Instituto Smithsonian y Universidad de Belice (HRI, 2012). Los criterios que este comité seleccionó, se agrupan en el Índice Integrado de la Salud Arrecifal Simplificado (IISAS), el cual es una combinación de cuatro indicadores. Estos indicadores son los siguientes: cobertura de coral, cobertura de macroalgas carnosas, abundancia de peces herbívoros y abundancia de peces comerciales (HRI, 2012).

Mediante este índice, HRI recolectó datos durante los años 2011 y 2012 de sitios en Belice, Honduras, México y Guatemala (HRI, 2012). De acuerdo a esta evaluación se obtuvo que, de los 193 sitios monitoreados, el 2% se encuentra en estado muy bueno, el 9% en buen estado, el 25% tiene un estado regular de salud, el 40% tiene un mal estado y el 25% tiene un estado crítico de salud (HRI, 2012).

Así mismo, esta organización ha monitoreado repetitivamente a un subgrupo de los sitios representativos originales distribuidos a lo largo de la región, con el fin de

monitorear las condiciones de salud a través del tiempo, (HRI, 2012). Este subgrupo está compuesto por cincuenta sitios arrecifales (36 en Belice, 4 en Honduras y 10 en México), los cuales fueron monitoreados en los años 2008, 2010 y 2012 (HRI, 2012). Los resultados que se encontraron en este monitoreo son los siguientes: en 2010 se mostró un incremento alarmante de 6% a 34% en la proporción de sitios críticos. En 2012, el reporte muestra un decremento del -20 % del número de sitios en estado crítico (HRI, 2012). Este decremento puede deberse a que durante el periodo de evaluaciones no hubo afectaciones importantes de los huracanes ni de eventos de blanqueamiento lo que supone una recuperación de daños pasados en los sitios monitoreados (HRI, 2012).

Por otra parte, el reporte de monitoreo del 2012, informa que los arrecifes en buena condiciones se incrementaron del 5% a casi 10% del número total de sitios reportados durante los años 2010,2011 y 2012 (HRI, 2012). Así mismo, según los datos de HRI (2012) entre el 2006 y 2012 la salud arrecifal del SAM en 26 sitios se incrementó. Lo cual puede asociarse a la recuperación de los impactos provocados por los huracanes Emily y Wilma del 2005, además de los incrementos de peces arrecifales que se reportaron para México, Honduras y Guatemala, debido a las regulaciones implementadas en las prácticas de pesca. Por otra parte la salud arrecifal en 14 sitios permaneció estable; sin embargo, en 40 sitios decayó (HRI, 2012).

De igual forma el HRI analizó datos del monitoreo por cada país que integra el SAM (cuadro 1.1) ; de acuerdo a los datos que proporciona el índice integrado de salud arrecifal simplificado (IISAS) se registró lo siguiente: en Belice, la salud arrecifal de 14 sitios incrementó y decremento en 19 sitios, en Honduras 70% de los 16 sitios

disminuyeron en salud, para el caso de México, de los 9 sitios monitoreados, la mayoría mejoraron en salud arrecifal, probablemente este fenómeno este asociado a la recuperación observada después de los huracanes Emily y Wilma que impactaron estos arrecifes en 2005 (HRI, 2012).

Cuadro 1.1 Valores promedio de los indicadores de salud arrecifal por país (HRI, 2012)

año	Cobertura de coral (%)			Macroalgas carnosas (%)			Peces Herbívoros (g.100m ²)			Peces comerciales (g.100m ²)		
	2008	2010	2012	2008	20120	2012	2008	2010	2012	2008	2010	2012
Belice	12	19	19	9	17	16	1788	1407	1870	757	573	495
Honduras	20	27	19	16	16	24	5440	2156	4305	1261	215	1014
México	10	16	12	11	18	14	2515	820	1790	1343	896	1451

En general, los arrecifes en México se encuentran en buen estado de conservación, sin embargo cabe resaltar que el sitio Banco Chinchorro que cuenta con aproximadamente 600 km² de arrecife, se encuentra entre los ecosistemas más sanos y mejor conservados de la región esto puede deberse a su relativo aislamiento geográfico, además de ser reserva de la biosfera desde 1996 (de acuerdo al Diario Oficial de la Federación 19/Jul/1996) (Ardisson et al., 2011).

Sin embargo, a pesar de los incrementos de salud en algunos sitios del SAM, y de las acciones que se han implementaron en los últimos años para la protección de áreas arrecifales; los impactos causados por el rápido incremento del cambio climático y

actividades antropogénicas continúan afectando varios sitios. Estas variaciones de salud demuestran que son necesarias más acciones de cooperación de gobiernos, organizaciones e investigadores con el fin de generar información que permita implementar acciones de recuperación y mantenimiento de la salud de este importante ecosistema (HRI, 2012).

Por otra parte, si bien “el concepto de salud arrecifal se basa en los elementos fundamentales de la estructura y función del ecosistema, así como en los factores antropogénicos que los afectan”, éste involucra múltiples indicadores que ayudan a comprender esta dinámica de cambios en los arrecifes. El monitoreo de estos cambios requiere un conjunto de indicadores que proporcionen suficiente información que contribuya a la solución de los impactos negativos a la salud del SAM (McField y Kramer, 2007:14)

II. Indicadores biológicos utilizados en los monitoreos de salud del SAM, en México y Belice

2.1 ¿Qué son los indicadores biológicos?

Un indicador biológico es una especie, taxón o gremio ecológico, suficientemente sensible para tener la capacidad de reflejar y detectar el estado, o cualquier cambio, del ambiente en el que se encuentra (Noss, 1990; Bélanger, 2009; Cooper et al., 2009).

Los indicadores biológicos ofrecen información acerca de la condición de un ecosistema y muestran respuestas a fenómenos estresantes, el cual generalmente induce a cambios cuantitativos y cualitativos en la estructura y el funcionamiento de las comunidades (Linton y Warner, 2003). Además, esta información permite diferenciar las posibles fuentes de estrés, las cuales pueden ser parte de los ciclos naturales o tendencias, o bien fenómenos antropogénicos (Noss, 1990; Cooper et al., 2009; Polanía, 2010).

Los cambios estructurales suelen ser evaluados mediante el análisis de la diversidad y composición de especies, con información de distribución y abundancia de especies (Linton y Warner, 2003; McField y Kramer, 2007). Los cambios funcionales incluyen datos sobre la actividad fotosintética, tasa de crecimiento, fecundidad, mortalidad (Linton y Warner, 2003; Polanía, 2010). No obstante, las causas del cambio en un ecosistema suelen estar vinculadas a más de un factor; por ejemplo, los eventos de blanqueamiento de los corales pueden ser resultado de una combinación de alta temperatura, salinidad fluctuante, intensidad solar y sedimentación (Lirman, 2001).

Una de las características importantes de los bioindicadores que se utilicen en los monitoreos es que deben tener una taxonomía que fácilmente se les puede enseñar a los no especialistas, además de ser abundante en toda la zona de estudio y fácil de muestrear (Noss, 1990; Lirman, 2001).

2.2 Especies Indicadoras

2.2.1 Corales

Los corales son especies esenciales en el crecimiento y desarrollo de los arrecifes, ya que ellos conforman la estructura principal de este ecosistema; además son especies fundamentales para varias especies sedentarias y móviles, principalmente para los peces arrecifales. Por lo que, la cobertura de coral vivo y la complejidad topográfica que estos conforman influyen directamente en las comunidades de peces arrecifales (Colle et al., 2008).

La evaluación y monitoreo de los corales arrecifales permite conocer la biodiversidad y dinámica de la población, mediante datos de reproducción y reclutamiento, distribución espacial, frecuencia de talla, densidad, tamaño y cobertura de coral vivo (Almada-Villela et al., 2003; McField y Kramer, 2007; Vega et al., 2007).

Algunas de las especies de coral utilizadas como indicadores de salud pertenecen a las familias Acroporidae, Flavidae, Poritidae, Milleporidae y Agariciidae (cuadro 2.2). Esta especies son particularmente susceptibles a eventos estresantes o dañinos, tales como el asentamiento larvario de organismos bioerosionadores o fenómenos naturales como

tormentas o huracanes, además de turbidez y carga de sedimentos (Aronson et al., 2000; Lirman, 2001; Wilkinson y Souter, 2008; Carballo et al., 2010).

Cuadro 2.2. Especies de corales evaluadas en estudios y monitoreos de salud del SAM

Familia	Género	Especie	Fuente
ACROPORIDAE	<i>Acropora</i>	<i>cervicornis</i>	Aronson y Precht, 2001; Gómez, 2004
	<i>Acropora</i>	<i>palmata</i>	Kramer et al., 2000 ; Aronson y Precht, 2001 ; Gómez ,2004
AGARICIDAE	<i>Agaricia</i>	<i>tenuifolia</i>	Edwards et al., 2011
	<i>Agaricia</i>	<i>tenuifolia</i>	Edwards et al., 2011
	<i>Agaricia</i>	<i>carinata</i>	Ruiz-Zárata et al., 2003
	<i>Agaricia</i>	<i>agaricitis</i>	Ruiz-Zárata et al., 2003
FAVIIDAE	<i>Montastraea</i>	<i>faveolata</i>	Ruiz-Zárata et al.,2003; Roshan, 2004
	<i>Montastraea</i>	<i>annularis</i>	Aronson y Precht, 2001;Ruiz-Zárata et al., 2003; Gómez, 2004; Roshan, 2004; Navarro-Cetz et al., 2013
	<i>Diploria</i>	<i>labyrinthiformis</i>	Ruiz-Zárata et al., 2003; Gómez,2004; Roshan, 2004
	<i>Diploria</i>	<i>strigosa</i>	Ruiz-Zárata et al., 2003; Gómez,2004; Roshan, 2004
	<i>Diploria</i>	<i>clivosa</i>	Ruiz-Zárata et al., 2003; Gómez,2004; Roshan, 2004
PORITIDAE	<i>Porites</i>	<i>porites</i>	Aronson et al., 2012
	<i>Porites</i>	<i>astreoides</i>	Ruiz-Zárata et al.,2003; Gómez 2004
SIDERASTREIDAE	<i>Siderastrea</i>	<i>siderea</i>	Edwards et al., 2011
MILLEPORIDAE	<i>Millepora</i>	<i>complanata</i>	García-Arredondo et al., 2011
	<i>Millepora</i>	<i>alcicornis</i>	Aronson y Precht, 2001; García-Arredondo et al., 2011;

Los acroporidos son importantes constructoras de arrecifes, crecen más rápido que cualquier otra especie y puede llegar a tener un crecimiento de 15 a 20 cm/ año⁻¹. Estos corales se encuentran en lagunas y zonas sumergidas de los arrecifes. Las especies de *Acropora palmata* y *Acropora cervicornis* son importantes en la recuperación de eventos destructivos como tormentas y huracanes, además son refugios para muchas especies de peces arrecifales (Sorokin, 1993; HRI,2012).

Los poritidos utilizan la mayor parte de su energía para crecer y posteriormente para reproducción; pueden llegar a formar colonias que llegan a medir entre uno y tres metros de diámetro, dependiendo de la disponibilidad del sustrato (Sorokin, 1993). La reproducción de estas especies es tanto sexual como asexual por fragmentación, esta última la más común e importante, ya que los fragmentos logran colonizar sustratos en los que las larvas no son tan exitosas, y se reduce la probabilidad de muerte (Sorokin, 1993).

Por otra parte, las especies de la familia Milleporidae tienen la característica de tener esqueletos más frágiles que los corales duros; abundan en crestas y bajos coralinos expuestos al embate del oleaje, pueden utilizar como sustrato los esqueletos de algunos organismos u otras estructuras del fondo y pueden crecer hasta varios metros de diámetro; dentro de las formas características en que se desarrollan destacan las incrustantes, ramificadas y hojas (Sorokin, 1993).

Para el monitoreo de estas especies, el porcentaje de cobertura de coral es un parámetro ampliamente utilizado, ya que su reducción señala condiciones ambientales estresantes (Lirman, 2001). Este parámetro forma parte de los protocolos de monitoreo de arrecifes establecidos por organizaciones como CARICOMP, AGRRA y el programa

de planificación del Caribe para la adaptación al cambio climático (CPACC) (Lirman, 2001).

Los corales son organismos coloniales modulares y por lo tanto tienen la capacidad de sobrevivir con partes de su tejido muerto, característica conocida como mortalidad parcial (Nugues y Roberts, 2003). Cuando determinada superficie de la colonia está dañada, el tejido viviente circundante puede volver a crecer y recuperarse a través de la regeneración de tejido y esqueleto, aunque, si esto falla, la mortalidad parcial se puede convertir en permanente (Nugues y Roberts, 2003). Esta característica es un parámetro utilizado en los monitoreos del estado de los corales, un ejemplo es el monitoreo realizado por Roshan (2004) en Akumal, Quintana Roo, en el Caribe mexicano. *Montastraea annularis* y *M. faveolata* fueron evaluadas con el fin de conocer el impacto del desarrollo turístico en áreas cercanas (Roshan, 2004).

Los impactos del blanqueamiento de coral, como la recuperación de este; forman parte de los atributos monitoreados. Algunas de las especies de utilidad en el monitoreo de este fenómeno son *Montastraea faveolata*, *M. cavernosa*, *M. annularis*, *Porites porites*, *Diploria labyrinthiformis*, *D. strigosa* y *D. clivosa* (Kramer et al., 2000; Peckol et al., 2003; Burke et al., 2004; Gómez, 2004). Como se explicó en el capítulo anterior, el blanqueamiento de coral consiste en la pérdida de zooxantelas, las cuales viven en simbiosis facultativa con los corales (Glynn, 1993; García-Arredondo et al., 2011). Este fenómeno tiene otras consecuencias, como la disminución del crecimiento esqueletal de coral, aumento de depredación sobre los corales sobrevivientes, y en el caso más grave, muerte (Burke et al., 2004).

Así mismo, existen enfermedades que provocan cambios negativos en la condición estructural normal de los corales; estas enfermedades pueden prevalecer y afectar a un alto porcentaje del total de la colonia (McField y Kramer, 2007). Dentro de las enfermedades de coral regularmente monitoreadas destacan las siguientes: la enfermedad de banda negra, de banda amarilla, de los círculos negros, de la banda roja y aspergilosis (Almada-Villela et al., 2003; Gómez, 2004; Foley et al., 2005; McField y Kramer, 2007). La enfermedad de la banda blanca ha representado un importante factor de deterioro de especies como *A. palmata* y *A. cervicornis*, sobre todo en combinación con factores estresantes, como incremento de nutrientes y reducción de herbivoría en el arrecife, que hacen mayormente susceptibles a los corales al ataque de esta enfermedad (Aronson y Precht, 2001; Almada-Villela et al., 2003; Gómez, 2004).

Otro atributo monitoreado es la distribución espacial y frecuencia de talla (Vega et al., 2007). Respecto a la dinámica de la diversidad, Arias-González et al. (2011a) realizaron un estudio en el sector norte del SAM (desde Punta Nizuc hasta Xcalak en Quintana Roo, México), con el cual explican la variabilidad en las medidas de la riqueza de especies como consecuencia del incremento de la complejidad del hábitat. Los resultados demuestran que la riqueza de grupos funcionales de peces y morfofuncionales de corales, responden a los cambios en el área del arrecife, la cobertura de coral vivo, la complejidad del hábitat y la diversidad total del área de estudio (Arias-González et al., 2011a).

Sin embargo el deterioro de los corales arrecifales también se debe a la presencia de otros organismos, como algas, esponjas bioerosionadoras o algunas especies de peces arrecifales, de las cuales se hablará más adelante.

2.2.2 Algas

Las algas bénticas son productores primarios en los sistemas arrecifales; estos organismos tienen una constante competencia con los corales, por la disponibilidad de sustrato, espacio y luz, elementos necesarios para el reclutamiento y recuperación de los corales (van Tussenbroek y Collado, 2000; McClanahan et al., 2001; McCook et al., 2001; McField y Kramer, 2007). La abundancia de algas carnosas y las algas de tapete (cuadro 2.3), cuando supera la de los corales, pueden provocar una importante reducción de corales escleractinios tales como *Montastraea annularis*, *M. faveolata*, *Agaricia agaricites* y *A. carinata* (Ruiz-Zárte et al., 2003; Gómez, 2004; Navarro-Cetz et al., 2013). Quang-Young y Espinoza-Avalos (2006) realizaron un estudio en el Caribe Mexicano, donde se evaluaron los efectos de la competencia por el espacio entre las algas césped mixto y *Montastraea faveolata* en Xcalac, donde, si bien, es una área con poca influencia antropogénica, cerca se encuentran lagunas que tienen una interacción abierta con el mar, lo cual propicia una constante importación y exportación de materia orgánica y nutrientes. Los resultados de esta investigación demuestran que las algas ejercen estrés directamente a *M. faveolata*, y que la supervivencia de esta especie a condiciones estresantes nocivas que provoquen un sobrepoblación de macroalgas, es muy baja (Quan-Young y Espinoza-Avalos, 2006).

Navarro-Cetz et al. (2013) demostró que, la remoción de macroalgas y algas de tapete cada determinado tiempo ha resultado benéfica para el incremento de algunas especies de corales, como *M. annularis* y *Acropora* spp., (Navarro-Cetz et al., 2013).

No obstante, la alta abundancia de las algas depende de otros factores, por ejemplo alta concentración de nutrientes provenientes de actividades antropogénicas, además de la reducción o pérdida de especies herbívoras (van Tussenbroek y Collado, 2000; McClanahan et al., 2001; McCook et al., 2001).

Cuadro 2.3. Especies de algas evaluadas en estudios y monitoreos de salud del SAM

Especie	Referencia
<i>Amphiroa</i> spp.	Burkepile yHay, 2011
<i>Dictyota</i> spp.	Burkepile yHay, 2011
<i>Halimeda tuna</i>	Vega y Loreto, 2000
<i>Halimeda goreau</i>	Vega y Loreto, 2000
<i>Jania</i> spp.	Burkepile yHay, 2011
<i>Lobophora variegata</i>	Vega y Loreto,2000; Edwards et al., 2011

Debido a esto, las algas representan uno de los indicadores más utilizados en las evaluaciones de salud de los arrecifes coralinos del SAM (McField y Kramer, 2007).

Para detectar los cambios de dominio de corales por algas y el efecto de su interacción, se recopilan datos de la proporción de cobertura de corales y algas, mediante métodos ya establecidos, como el AGRRA (van Tussenbroek y Collado, 2000; Williams y Polunin, 2001; Ruiz-Zárte et al., 2003; Gómez, 2004; Roshan, 2004).

Así mismo, estos estudios han detectado especies de macroalgas en sitios donde antes no se habían registrado, por lo que será necesario monitorear en el futuro estas especies (Navarro-Cetz et al., 2008). También, se ha encontrado que, en cuanto al incremento de algas, además de la influencia antropogénica, existen características naturales de los sitios arrecifales que propician el sobrecrecimiento de algas en los corales (Williams y Polunin, 2001; McClanahan et al., 2004; Roshan, 2004). Por ejemplo, sitios que eran dominados por corales y después de ser sometidos a estrés o impactados por episodios de blanqueamiento u otras enfermedades, propiciaron condiciones para el incremento de algas (Williams y Polunin, 2001; Ruiz-Zárate et al., 2003; Gómez, 2004). Igualmente, después de tormentas o huracanes se presenta un aumento de sedimentos, y con esto un incremento de la cobertura de algas (Kramer et al., 2000; van Tussenbroek y Collado, 2000).

Los estudios de cobertura de algas también pueden proporcionar datos respecto a la disminución o recuperación de organismos herbívoros (Ruiz-Zárate et al., 2003; McClanahan y Karnauskas, 2011). Las algas representan la principal fuente de nutrición para los peces herbívoros que habitan en este ecosistema, por consiguiente la herbivoría tiene una fuerte influencia sobre la abundancia de las especies de algas en los arrecifes coralinos (van Tussenbroek y Collado, 2000; Lirman, 2001; Williams y Polunin, 2001; McClanahan et al., 2011; Vermeij et al., 2013).

2.3.3 Peces arrecifales

Los peces arrecifales son parte importante de la biodiversidad de este ecosistema, ya que estos contienen desde depredadores importantes, como los tiburones y meros,

hasta herbívoros como los loros y damiselas, lo cual refleja el papel de los peces como principal conducto para el flujo de energía en los arrecifes (Munro, 1983; Bellwood et al., 2004). Además, este ecosistema ha sido tradicionalmente una fuente importante de alimentos, tanto para los pobladores como para los turistas, por lo que, la pesca intensa puede amenazar a las poblaciones de peces arrecifales, y por consiguiente contribuir a la degradación del sistema arrecifal (Kramer et al., 2000; Núñez-Lara et al., 2003; McClanahan y Karnauskas, 2011). Debido a esto, algunos atributos de comunidades y poblaciones de peces arrecifales son utilizados en las evaluaciones del estado de salud de los ecosistemas (Morales-Aranda et al., 2012).

2.3.3.1 Peces herbívoros

Los peces herbívoros tienen la función de regular el crecimiento de macroalgas coralinas (Littler et al., 1989; McCook et al., 2001; Burkepile y Hay, 2011). Este gremio de peces se utiliza para medir atributos funcionales y estructurales de los arrecifes coralinos, mediante datos de reproducción y reclutamiento, abundancia, densidad, diversidad de especies y talla, así como cambios en composición, riqueza de familias y grupos funcionales (Mumby y Colette, 2002; McField y Kramer, 2007; Burkepile y Hay, 2011).

Las especies de este grupo pertenecen a las familias Acanthuridae, Scaridae, Pomacanthidae, Pomacentridae, Chaetodontidae (cuadro 2.4) entre otras (Sale, 1991). Estas especies son residentes de los arrecifes coralinos; generalmente son peces pequeños que utilizan el arrecife como refugio y zona alimentaria a la vez, e incluso como zona de reproducción (Claro, 1987).

Cuadro 2.4. Especies de peces arrecifales herbívoros evaluados en estudios y monitoreos de salud del SAM

Género	Especie	Referencia
<i>Acanthurus</i>	<i>bahianus</i>	Vega y Loreto, 2000; Gómez, 2004; Burkepile y Hay, 2011; Morales-Aranda et al., 2012
<i>Acanthurus</i>	<i>chirurgus</i>	Vega y Loreto, 2000 ; Morales-Aranda et al., 2012
<i>Acanthurus</i>	<i>coeruleus</i>	Vega y Loreto, 2000; Gómez,2004; Burkepile y Hay, 2011; Morales-Aranda et al., 2012
<i>Chaetodon</i>	<i>ocellatus</i>	Vega y Loreto, 2000
<i>Chaetodon</i>	<i>striatus</i>	Gómez, 2004
<i>Chaetodon</i>	<i>capistratus</i>	Vega y Loreto, 2000
<i>Bodianus</i>	<i>rufus</i>	Gómez, 2004
<i>Clepticus</i>	<i>parrae</i>	Vega y Loreto, 2000
<i>Doratonotus</i>	<i>megalepis</i>	Vega y Loreto, 2000
<i>Halichoeres</i>	<i>bivittatus</i>	Gómez, 2004
<i>Halichoeres</i>	<i>garnoti</i>	Vega y Loreto, 2000; Gómez, 2004
<i>Lachnolaimus</i>	<i>maximus</i>	Vega y Loreto, 2000; Castro-Pérez et al., 2011
<i>Thalassoma</i>	<i>bifasciatum</i>	Vega y Loreto, 2000; Castro-Pérez et al., 2011
<i>Holacanthus</i>	<i>ciliaris</i>	Morales-Aranda et al., 2012
<i>Holocanthus</i>	<i>tricolor</i>	Morales-Aranda et al., 2012
<i>Pomacanthus</i>	<i>arcuatus</i>	Morales-Aranda et al., 2012
<i>Abudefduf</i>	<i>saxatilis</i>	Gómez, 2004
<i>Chromis</i>	<i>cyanea</i>	Gómez, 2004
<i>Microspathodo</i>	<i>chrysurus</i>	Gómez, 2004
<i>Stegastes</i>	<i>fuscus</i>	Gómez, 2004
<i>Stegastes</i>	<i>partitus</i>	Gómez, 2004
<i>Stegastes</i>	<i>planifrons</i>	Gómez, 2004
<i>Stegastes</i>	<i>variabilis</i>	Gómez, 2004
<i>Scarus</i>	<i>iseri</i>	Burkepile y Hay, 2011
<i>Scarus</i>	<i>guacamaia</i>	Roshan,2004;Vega.2004; Burkepile y Hay, 2011
<i>Scarus</i>	<i>taeniopterus</i>	Gómez, 2004
<i>Sparisoma</i>	<i>aurofrenatum</i>	Mumby y Colette, 2002; Gómez, 2004; Burkepile y Hay, 2011
<i>Sparisoma</i>	<i>chrysopteron</i>	Mumby y Colette, 2002; Burkepile y Hay, 2011
<i>Sparisoma</i>	<i>rubripinne</i>	Mumby y Colette, 2002; Morales-Aranda et al., 2012

Algunos estudios han monitoreado que cuando hay una disminución de especies herbívoras como los loros, se registra un incremento de algas bajo la mínima

perturbación; por ello estas especies son una herramienta óptima en el monitoreo de perturbaciones (Mumby y Colette 2002).

Los acantúridos y los escáridos o loros son peces de hábitos costeros, tamaño mediano y alimentación herbívora principalmente, además de muy abundantes en los arrecifes. Por lo general se mueven durante el día por el arrecife, debido a su actividad forrajera, raspando rocas y corales, y por la noche utilizan las oquedades como refugio. Estas especies constituyen la más alta biomasa íctica en las mesetas arrecifales, ya que predominan en el borde de la meseta, donde la profundidad es mayor y hay grandes cabezos y oquedades (Claro, 1987).

Los pomacéntridos son pequeños o medianos; habitan las mesetas o lugares relativamente planos del arrecife, donde los refugios son pequeños y escasos (Claro, 1987).

En los monitoreos se mide la abundancia de las especies para detectar tanto la pérdida como la proliferación de ellas; de igual forma, se obtienen datos de reproducción y reclutamiento (Gómez, 2004; Vásquez-Yeomans et al., 2011). Además, se identifican los sitios y las especies más afectadas por la pesca, en especial el impacto de la pesquería en los sitios de desove. La pesca en estos sitios provoca, cambios en la estructura de la población, en la reproducción, tamaño promedio, abundancia y diversidad de especies (Castro-Pérez et al., 2011).

Así mismo, el estudio de especies de peces arrecifales permite conocer en qué grado influyen las áreas marinas protegidas sobre la salud del SAM; por ejemplo, Morales et al. (2012) determinaron la variación espacial de hábitats y arrecifes, temporal (estaciones y décadas) de la diversidad, abundancia y tamaño máximo de especies

como *Acanthurus coeruleus*, *A. bahianus*, *A. chirurgus*, *Pomacanthus arcuatus*, *Sparisoma aurofrenatum* y *S. rubripinne* con el fin de evaluar el impacto y efectividad de un área marina protegida en el Caribe de México. Entre los datos que se encontraron fueron una mayor abundancia de algunas especies herbívoras en el área protegida; lo cual, también puede ser indicio de existe mayor abundancia de algas en lugar de corales. También se encontraron aumento de tamaño de especies como *A. coeruleus*, *L. apodus* y *S. viride*, lo que indica que puede haber una escasez de depredadores (Morales-Aranda et al., 2012). Esta información demuestra la importancia de la utilización de peces herbívoros como indicadores en las evaluaciones de salud arrecifal.

2.3.3.2 Peces omnívoros

Los peces omnívoros se alimentan de algas, esponjas, tunicados, zoantarios y zooplancton, así como de tejido vivo de corales (Claro, 1987; Sale, 1991; Cole et al., 2008). Incluyen especies de las familias Balistidae, Chaetodontidae y Scaridae, (cuadro 2.5 (Vega y Loreto, 2000; Gómez, 2004; Colle et al.,2008). Algunas especies de Scaridae no solo son herbivoros, también pueden alimentarse de corales, es por eso que se toman en cuenta en este grupo (Morales-Aranda et al., 2012).

Cuadro 2.5. Especies de peces arrecifales omnívoros evaluados en estudios y monitoreos de salud del SAM

Género	Especie	Referencia
<i>Cantherhines</i>	<i>pullus</i>	Morales-Aranda,2012
<i>Melichthys</i>	<i>niger</i>	Morales-Aranda,2012
<i>Chaetodon</i>	<i>striatus</i>	Gómez, 2004
<i>Chaetodon</i>	<i>capistratus</i>	Morales-Aranda, 2012
<i>Scarus</i>	<i>iseri</i>	Vega y Loreto, 2000

A pesar de que, se considera que estos peces tienen una influencia mínima sobre la estructura, distribución y abundancia de los corales, también son tomados en cuenta en los monitoreos y evaluaciones de salud del SAM (Cole et al., 2008).

Casi todos los peces de este grupo son de talla pequeña, y el territorialismo es muy común, sobre todo en el periodo de reproducción. Algunas de estas especies son residentes de los arrecifes y guardan estrecho contacto con los sitios de refugio, ya que realizan breves movimientos por los alrededores o por la columna de agua para alimentarse, y regresan inmediatamente al refugio a la menor señal de peligro (Claro, 1987).

2.3.3.3 Peces carnívoros

Los peces arrecifales carnívoros pueden clasificarse como carnívoros primarios y carnívoros depredadores. Los primarios son consumidores de poliquetos, moluscos y crustáceos, principalmente. Los peces depredadores se alimentan de otros peces y de grandes invertebrados móviles. A este grupo pertenecen a las familias Haemulidae, Holocentridae, Labridae, Lutjanidae, Mullidae, Muraenidae y Serranidae (cuadro 2.65) (Munro, 1983; Claro, 1987; Sale, 1991).

Los hemúlidos o rancos son peces que permanecen en grupos sobre los arrecifes poco profundos y que utilizan también como protección; también, son muy abundantes en áreas fangosas y pedregosas. Se alimentan por la noche, dispersándose por las praderas aledañas y al amanecer regresan al arrecife. Otro grupo de consumidores de invertebrados de mediana talla son los holocéntridos, especies en su mayoría neríticas

que habitan en el arrecife y fondos pedregosos. De igual forma las especies de la familia Mullidae permanecen todo el tiempo en el arrecife o sus inmediaciones, en fondos fangosos y fango-arenosos, y tienen hábitos alimenticios diurnos (Claro, 1987).

Cuadro 2.6. Especies de peces arrecifales depredadores evaluados en estudios y monitoreos de salud del SAM

Género	Especie	
<i>Anisotremus</i>	<i>virginicus</i>	Vega y Loreto, 2000
<i>Haemulon</i>	<i>carbonarium</i>	Vega y Loreto, 2000
<i>Haemulon</i>	<i>flavolineatum</i>	Vega y Loreto, 2000; Morales-Aranda, 2012
<i>Haemulon</i>	<i>plumieri</i>	Vega y Loreto, 2000
<i>Haemulon</i>	<i>sciurus</i>	Morales-Aranda, 2012
<i>Holocentrus</i>	<i>adscensionis</i>	Vega y Loreto, 2000
<i>Holocentrus</i>	<i>rufus</i>	Gómez, 2004
<i>Sargocentron</i>	<i>vexillarius</i>	Vega y Loreto, 2000
<i>Lutjanus</i>	<i> analis</i>	Castro-Pérez et al., 2011
<i>Lutjanus</i>	<i>apodus</i>	Gómez, 2004
<i>Lutjanus</i>	<i>cyanopterus</i>	Heyman, et al., 2005
<i>Lutjanus</i>	<i>griseus</i>	Vega y Loreto, 2000; Castro-Pérez et al., 2011
<i>Lutjanus</i>	<i>jocu</i>	Vega y Loreto, 2000
<i>Lutjanus</i>	<i>mahogoni</i>	Morales-Aranda, 2012
<i>Lutjanus</i>	<i>vivanus</i>	Castro-Pérez et al., 2011
<i>Cephalopholis</i>	<i>cruentata</i>	Gómez, 2004
<i>Epinephelus</i>	<i>guttatus</i>	Morales-Aranda, 2012
<i>Epinephelus</i>	<i>striatus</i>	Vega y Loreto, 2000; Castro-Pérez et al., 2011
<i>Mycteroperca</i>	<i>bonaci</i>	Vega y Loreto, 2000; Castro-Pérez et al., 2011
<i>Mycteroperca</i>	<i>tigris</i>	Vega y Loreto, 2000
<i>Sphyaena</i>	<i>barracuda</i>	Castro-Pérez et al., 2011
<i>Serranus</i>	<i>tigrinus</i>	Morales-Aranda, 2012

Los peces depredadores regulan las poblaciones de otros peces y de herbívoros, y por consiguiente evitan el sobrepastoreo arrecifal (Bellwood et al., 2004). Entre estas

especies están los lutjánidos o pargos, los cuales permanecen durante el día sobre los arrecifes, especialmente en los cabezos. Con el crecimiento, incrementan su proporción de peces en la dieta, y la mayoría en su etapa adulta son preferentemente piscívoros; viven tanto en el arrecife como en las lagunas y estuarios de aguas salobres (Claro, 1987).

Los lábridos, también conocidos como damiselas, habitan las mesetas o partes relativamente planas del arrecife, donde los refugios son pequeños y escasos. Estas especies son generalmente de mayor talla y se presentan en menor densidad que las que se encuentran en las mesetas o su borde y en aguas someras. Finalmente, las anguilas morenas habitan en oquedades del arrecife coralino y en áreas rocosas y tienen hábitos nocturnos (Claro, 1987).

La utilización de estas especies en la evaluación de salud de los arrecifes se basa en el análisis de su diversidad, reproducción y reclutamiento, composición y abundancia, además de talla (McField y Kramer, 2007). Por otra parte, las poblaciones de peces depredadores se ven amenazadas por factores antropogénico como la contaminación, la pesca comercial, y la pesca en lugares de desove, entre otros, tanto en Belice como en México (Sala et al., 2001).

Es importante conocer la ubicación de los sitios de congregación de desove de algunas de estas especies depredadoras, en especial *Lutjanus cyanopterus* y *Epinephelus striatus* ya que esta información permitirá establecer medidas de regulación de las prácticas de pesca (Munro, 1983; Sala et al., 2001; Heyman et al., 2005; Vásquez-Yeomans et al., 2011). Un estudio al respecto fue realizado por Sala et al. (2001) en una zona arrecifal de Belice donde existía evidencia de disminución de abundancia de

Epinephelus striatus desde 1975. Recolectaron datos de 1999-2001 del desove de mero en Arrecife Glover, Belice. Los resultados mostraron que para el año 2000 la recuperación de la abundancia era muy baja, incluso después de establecer medidas de restricción de pesca. Estudios como este indican la importancia del monitoreo en los sitios de congregación de desove, ya que una reducción crítica en la abundancia de especies en los sitios de agregación puede comprometer sus tasas de reproducción, provocar disminución de tamaño, hermafroditismo, disminución e incluso desaparición de poblaciones (Sala et al., 2001)

Los estudios en sitios de agregación de desove también proporcionan información respecto a la proporción de sexos, la distribución de los individuos de distintas tallas y las características físicas y bióticas del sitio, así como los movimientos y el comportamiento reproductivo de especies tanto en el Caribe mexicano como en Belice (Aguilar y Aguilar, 1996; Sala et al., 2001; Heyman et al., 2005).

2.3.4 *Diadema antillarum*

Otra de las especies utilizadas como indicadores de salud del SAM es el erizo *Diadema antillarum*, competidor de los peces herbívoros (Sale, 1991; Williams y Polunin, 2001; Brown et al., 2007; McClanahan y Karnauskas, 2011). Esta especie fue afectada por una enfermedad en los años 1983-1984 en el Caribe y su muerte masiva ha sido uno de los eventos más severos en los arrecifes del Caribe (Phinney et al., 2001; Edwards et al., 2011). La mortandad de esta especie unos meses después era cerca del 95% y como consecuencia, incremento la cobertura de algas entre 100 y 250 % en sitios dominados normalmente por corales (Phinney et al., 2001). La pérdida de erizos de

mar contribuyó a la pérdida de corales en los eventos de blanqueamiento registrados unos años después (McClanahan et al., 2000).

Por otro lado, los erizos de mar podrían ayudar a la recuperación de los ecosistemas arrecifales, ya que puede compensar el decremento de especies de algunos herbívoros como Scaridae y proveer adecuado pastoreo en zonas donde es necesaria la recuperación de cobertura de coral (Mumby y Colette 2002; Hoegh-Guldberg et al., 2007). Debido a esto el monitoreo de esta especie es importante. En algunas investigaciones en arrecifes de Belice se ha monitoreado una ligera recuperación de los erizos que de igual forma favoreció la disminución de macroalgas en un área protegida; este hecho sugiere que la protección de áreas marinas podría propiciar condiciones ideales que para la recuperación de *Diadema Antillarum* (McClanahan et al., 2011a).

Esta especie, al igual que las otras mencionadas, son herramientas que permite describir cambios en la estructura y función del SAM. Su utilización de manera individual permite comprender las fuentes específicas de estos cambios, sin embargo para entender la complejidad de los fenómenos que impactan este ecosistema, es necesario una evaluación integral de varios de estos indicadores en el monitoreo de salud del SAM. La utilización integral permite un mayor alcance en la obtención de datos que proporcionen información de las potenciales amenazas, vulnerabilidad y resiliencia del SAM, y a su vez posibilita la oportunidad de enfrentar las amenazas del ecosistema (Burke y Jonathan, 2004; McField y Kramer, 2007; HRI, 2012).

III. Indicadores biológicos utilizados en los monitoreos de salud arrecifal en la región del Caribe.

Entre los efectos de la degradación de los arrecifes se puede mencionar la pérdida de organismos marinos, sobre todo los que actualmente se encuentran en peligro como el caracol rosado, peces y langostas importantes en la pesquería; erosión de las costas y aumento de daños por huracanes y tormentas en las poblaciones humanas costeras. Además de los impactos en la economía de la región, sobre todo en el sector turístico y pesquero, que podría propiciar emigración de personas que se dediquen a estas actividades (Burke et al., 2004; McField y Kramer, 2007).

Debido a esto cada vez existen más esfuerzos por monitorear estos cambios que permitan marcar una dirección a seguir a favor del mantenimiento y recuperación de este ecosistema.

3.1 Monitoreo de los impactos antropogénicos

Los fenómenos antropogénicos representan una amenaza para muchas especies arrecifales, entre ellos se encuentran los corales arrecifales, que son una de las principales especies bioindicadoras utilizadas en los monitoreos de salud (Hoegh-Guldberg, 2011).

Algunas especies de corales son especialmente sensibles a estos impactos, los cuales pueden propiciar susceptibilidad ante el ataque de enfermedades o fenómenos de blanqueamiento (Wilkinson y Souter, 2008; Hoegh-Guldberg, 2011).

Las consecuencias de estos ataques pueden ser desde la pérdida de tejido hasta muerte de poblaciones enteras de coral, y con ello disminución o pérdida de complejidad en el arrecife (Graham et al., 2011). Esta pérdida de la complejidad o de la arquitectura arrecifal también provoca la pérdida de refugios, sitios de crianza y de alimentación de los peces arrecifales y en consecuencia, una disminución en su densidad de población (Hoegh-Guldberg et al., 2007; Graham et al., 2011).

El monitoreo de los corales proporciona información para medir el riesgo de un evento antropogénico, por ejemplo el aumento o exceso de sedimentos. Los sedimentos regularmente provienen de descargas de desechos domésticos sin tratamiento, de escorrentías agrícolas e industriales; estos desechos provocan cambios en la calidad del agua que puede originar eutrofización y con ello favorecer el incremento de macroalgas (Lapointe y Matzie, 2004). Algunas especies de coral susceptibles a los sedimentos son *Siderastrea siderea* y *Montastraea annularis*, las cuales tienen menor capacidad de rechazar partículas de sedimentos, limitándose el crecimiento de zooxantelas y favoreciendo el aumento de macroalgas. Debido a esto, el monitoreo tanto de estas especies de coral, como de algas, es básico en las evaluaciones de salud (Glynn, 1993; Nugues y Roberts, 2003).

Un estudio realizado por Bruno (2009) durante los años 1996-2006 reveló que en el Caribe el 4% de los arrecifes fueron dominados por macroalgas; algunos de estos lugares afectados son los Cayos de la Florida, y algunos sitios de Honduras, donde el principal factor antropogénico es el desarrollo costero (Bruno et al., 2009; HRI, 2012).

Las aguas residuales sin tratamiento también son un factor que promueve el incremento de macroalgas en las zonas arrecifales del Caribe, donde las aguas

residuales son uno de principales factores contaminantes para los ecosistemas marinos (Collado-Videsa et al., 2007; PNUMA, 2010).

Los impactos de las descargas de aguas residuales sobre los arrecifes, se han identificado mediante el monitoreo de macroalgas. Un estudio realizado en los arrecifes de Florida, mediante monitoreos de la abundancia de macroalgas, logró identificar que la presencia de nutrientes con alto contenido de fósforo y nitrógeno favorecen la sobrepoblación de macroalgas de especie *Luarencia intricata* y *Cladophora catanata* (Lapointe y Matzie, 2004; Collado-Videsa et al., 2007).

De igual forma, el estudio sobre la condición de corales en el centro-sur de Quintana Roo realizado por Ruiz-Zarate (2003), proporcionó datos de cobertura de coral vivo y mortalidad de las especies *Montastraea faveolata*, *M. annularis*, *Agaricia* spp., *Acropora* spp., *Montastraea cavernosa*, *Siderastrea* spp., *Porites* spp. Los resultados indicaron que el promedio de cobertura de coral vivo fue menor en los sitios con mayor población costera y con mayor influencia de descargas de aguas residuales (Ruiz-Zárate et al., 2003).

El cambio de dominancia de corales por macroalgas también puede detectarse mediante monitoreo de peces arrecifales. Esto debido a que, el aumento de densidades de especies herbívoras, como los escáridos y acantúridos, puede atribuirse a una mayor disponibilidad de algas, principal recurso alimenticio de estos herbívoros. Por lo tanto un registro de alta abundancia de herbívoros, también, podría referirse a la existencia de algún evento antropogénico, que este propiciando las condiciones adecuadas para el sobrecrecimiento de macroalgas (Morales-Aranda et al., 2012).

Las perturbaciones antropogénicas en los sistemas arrecifales también afectan a los peces arrecifales. Además de las prácticas de sobrepesca y pesca ilegal, la calidad del agua tiene serias consecuencias sobre la ictiofauna, por ejemplo sobre la densidad de herbívoros. Un estudio realizado por Duran y Claro (2009) en Cuba, en un área donde existe alta presión de pesca no comercial y el área costera se caracteriza por una calidad de agua baja (con altos niveles de nitratos, nitritos y fosfatos), detectó bajas densidades de herbívoros y otros grupos de peces. Así mismo, encontró que en las especies de *S.iseri* y *S.viride* predominaron las tallas menores a 15 cm; esto ha contribuido a la mayor cobertura de algas (estimulada también por la contribución de los nutrientes) y por tanto, a una menor cobertura coralina en el sitio de estudio (Durán y Claro, 2009).

El impacto de estos factores antropogénicos también ha sido evaluado en otras especies de peces de tallas medianas, como Lutjanidae y Serranidae. Un ejemplo es una evaluación realizada en arrecifes de Cuba por Claro (2003). Donde normalmente se registraban especies de tallas medianas o grandes de Lutjanidae, Serranidae y Scaridae; los resultados del estudio solo mostraron peces de tallas menores. Esto pudo propiciar la reducción de la depredación y por lo tanto una sobrepoblación de especies pequeñas, como los pomacéntridos (Claro y Karel, 2003).

3.1.1 Estudios integrales de la comunidad de peces en la evaluación de intervención antropogénica

Otros estudios se han realizado con el fin de conocer la estructura de la comunidad de peces en sitios protegidos y no protegidos. Esta información permite conocer los

efectos de la intervención antropogénica, tanto positivos, como la protección del área, como negativos, como la pesca y el turismo (Núñez-Lara et al., 2003).

Por ejemplo, en la parte sur del Caribe mexicano, Morales-Aranda et al.(2012) compararon un sitio declarado como área natural protegida (Parque Nacional Arrecifes de Xcalak) con un sitio en pleno crecimiento turístico (Mahahual). La investigación consistió en medir los efectos de los cambios en ambos lugares, mediante una evaluación del tipo antes-después/control-impacto con peces arrecifales (tanto depredadores como otros gremios) Se determinó la variación espacial (hábitats y arrecifes) y temporal (estaciones y décadas) de la diversidad, abundancia, tamaño y otros atributos de especies, gremios y comunidades de tres sitios; los datos utilizados fueron de 1998 y del 2010. Cabe destacar que durante investigación se registró la aparición de la especie *Pterois volitans*, el pez león, familia Scorpaenidae, originaria del océano Índico y considerada una especie invasora en el mar Caribe(Morales-Aranda et al., 2012). (Morales-Aranda et al., 2012).

Al respecto de esta especie, Arias-González et al.(2011) realizaron un estudio donde mediante el software Ecopath-with-Ecosim, diseñaron un modelo de cadena trófica que permitiera predecir los impactos del pez león a nivel de comunidad en los Arrecifes Alacranes del Caribe mexicano. Para lo cual utilizaron información de especies de peces, abundancia y longitud, de una base de datos recolectada desde 1999 en 131 sitios. Los resultados sugieren que el pez león puede tener un fuerte impacto en la biomasa y el flujo de la red trófica, ya que afecta directa e indirectamente a grupos funcionales de peces. Sin embargo, este modelo también prevé que diferentes acciones de erradicación de esta especie, pueden disminuir esta presión; ya que

pronostica un aumento de 10 a 65% en la biomasa de peces arrecifales en ausencia de esta especie (Arias-González, et al., 2011). Con base en esto, es importante un mayor esfuerzo en el monitoreo y gestión de la erradicación de esta especie, ya que, de acuerdo con este modelo, la abundancia actual de piscívoros no es suficiente para disminuir la densidad de peces león (Arias-González, et al., 2011;HRI, 2012).

3.2 Cambio climático

Los arrecifes de coral han sobrevivido a lo largo de millones de años a grandes fluctuaciones de clima y nivel del mar; sin embargo, las condiciones actuales del cambio climático, y sobre todo la rapidez con la que está ocurriendo, ponen en riesgo su supervivencia (Pittock, 1999).

De acuerdo con el informe del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés) de 2007, la temperatura del planeta ha aumentado en los últimos 50 años casi el doble de lo reportado en los últimos 100 años; así mismo, proyecciones de la temperatura del aire superficial global promedio, tomando en cuenta un escenario sin mitigaciones, prevén que para el año 2090 ésta podría elevarse de 1.8 a 4.6°C más (IPCC, 2007). Estas estimaciones también incluyen el aumento del nivel del mar, que podría ser de 4.2 mm/año entre 2000 y 2080; bajo estas condiciones se intensificarán fenómenos que provocan el deterioro de las condiciones óptimas en los sistemas arrecifales, por ejemplo eventos de decoloración de los corales (IPCC, 2007).

Las proyecciones basadas en los escenarios del Informe Especial de Escenarios de Emisiones (IEEE) pronostican que una mayor concentración de CO₂ en la atmósfera

aceleraría el proceso de reducción del pH promedio en la superficie del océano, el cual se estima será de entre 0.14 y 0.35 unidades menos durante el siglo XXI (IPCC, 2007). Uno de los efectos de la acidificación progresiva de los océanos es la disminución de la concentración de iones de carbonato, el cual influye en los organismos marinos como por ejemplo los caracoles, conchas, así como los corales arrecifales, los cuales utilizan este compuesto para crear sus estructuras (IPCC, 2007; Hoegh-Guldberg, 2011).

Los efectos del cambio climático actual han tenido serios impactos en los arrecifes coralinos. Uno de los eventos más agresivos de blanqueamiento fue el de 1998, que provocó una disminución en las tasas de crecimiento del coral, y en algunos casos la pérdida del dominio de algunas especies; que impacto también la biodiversidad que depende de éstos (IPCC, 2007; Hoegh-Guldberg, 2011; IPCC, 2012).

Las evaluaciones continuas del estado de las especies de coral permiten conocer la intensidad del daño producido por este tipo de fenómenos; por ejemplo, los monitoreos realizados antes del evento de blanqueamiento ocurrido en las regiones tropicales durante 1997-1998, permitieron conocer el porcentaje de pérdida de cobertura de corales en las Bahamas y la península de Yucatán (Feingold et al., 2003; Steneck y Lang, 2003; Roshan, 2004). Los monitoreos realizados en el mismo año del evento, registraron un ligero impacto sobre *Acropora palmata*, *Montastraea annularis*, *M. faveolata* y *A. cervicornis*; no obstante, años después los monitoreos registraron mayor mortandad parcial en algunas colonias de estas especies, que aparentemente no habían sufrido daño alguno (Steneck y Lang, 2003; Feingold et al., 2003). Esto indica que este fenómeno dejó secuelas que afectaron incluso tiempo después a las poblaciones de corales, haciéndolas susceptibles a otras enfermedades y al

establecimiento de macroalgas, que consecuencia, incrementó las tasas de mortalidad (Kramer et al., 2003; Hoegh-Guldberg, 2011).

Otro importante evento de blanqueamiento de coral ocurrió en 2005 y afectó el noreste del Caribe, específicamente las Islas Vírgenes de Estados Unidos. El monitoreo de *M. annularis* y *Agaricia agaricites* registró que más del 90% de la cobertura de corales escleractinios sufrió estrés térmico caracterizado por palidez o incluso blanqueamiento total. Sin embargo, la enfermedad alcanzó su punto máximo varios meses después de los primeros signos de blanqueamiento; incluso un año después del inicio de la decoloración, la cobertura de coral disminuyó en promedio 21.4% en comparación con solo el 10.3% que se registró al inicio. Dos años después del inicio del blanqueamiento, los datos de monitoreo registraron una importante reducción de cobertura de estas especies de coral (Miller et al., 2009).

Este tipo de monitoreos permite generar información que facilite el análisis y vigilancia de salud en los arrecifes, con el fin de apoyar decisiones informadas sobre el uso y gestión de este ecosistema. Una manera de reunir esta información es generando bases de datos disponibles para su consulta; un ejemplo es ReefBase, que reúne datos de monitoreos de corales alrededor del mundo. Organizaciones como la Red Global de Monitoreo de Arrecifes de Coral (GCRMN) y la Red Internacional de Acción para los Corales Arrecifales (ICRAN) contribuyen con esta base de datos (ReefBase, 2013).

Los fenómenos asociados al cambio climático global también afectan especies de invertebrados y peces, ya que la pérdida de algunas especies de coral, como *Montastraea* spp. y *Porites* spp., impactan en la diversidad y cobertura de peces (Mumby y Colette, 2002; Arias-González et al., 2012). Esto debido a cambios en los

patrones de forrajeo, disminución de zonas de refugio, aumento de especies de peces depredadores de talla mediana y disminución de las poblaciones de presas (Glynn, 1993).

La pérdida de sitios de reclutamiento y crianza de los arrecifes puede provocar cambios en la circulación de la dispersión larval. Un ejemplo de esto es el registro de la disminución de *Lutjanus mahogoni* y *Sparisoma viride* en una isla de las Bahamas (Kramer et al., 2003), donde la mayoría de los reclutas de peces se encontraban en una zona donde una barrera natural evitaba la entrada de larvas hasta donde normalmente tendrían una mayor abundancia, lo que podría estar ocasionando la disminución de abundancia de estas especies (Kramer et al., 2003). Estos cambios en la reducción de la dispersión larval también provocan la reducción de las tasas de crecimiento y supervivencia (Keller et al., 2009; IPCC, 2007).

3.3 Recuperación de la salud de los arrecifes

El monitoreo de especies de la mortandad parcial de los corales permite evaluar la posibilidad de recuperación de las poblaciones afectadas, dado que el tejido viviente circundante puede regenerarse posibilitando la recuperación completa de las poblaciones afectadas (Nugues y Roberts, 2003; Graham et al., 2011).

Si bien la recuperación de poblaciones de coral es posible, el éxito de ésta depende de una combinación de ciertos factores; por ejemplo, para la recuperación de poblaciones de coral afectadas por blanqueamiento es necesario que existan tasas de sedimentación bajas y suficiente herbivoría que controle el establecimiento de macroalgas (Hoegh-Guldberg et al., 2007). Para que estas condiciones óptimas

existan es necesario implementar medidas de protección a las zonas impactadas. Una opción la creación de áreas marinas protegidas (AMP) (HRI, 2012).

La efectividad de estas áreas marinas protegidas se evalúa mediante el monitoreo de diferentes especies. Por ejemplo, Huntington (2011) realizó un estudio años después del impacto del blanqueamiento de coral de 1998 en un área arrecifal de Belice. El monitoreo de las especies *Montastraea* spp., *Agaricia* spp. y *Porites porites* indicó que factores como baja cobertura de macroalgas y cierres de pesca optimizaron la abundancia de especies de peces arrecifales herbívoros al igual que favorecieron la recuperación de los corales (Huntington et al., 2011).

De igual forma, una evaluación realizada a una isla de las Bahamas donde se monitorearon poblaciones de coral de las especies *Acropora palmata*, *Agaricia agaricites*, *Montastraea faveolata*, *Siderastrea siderea*, y *Millepora* spp. demostró que la densidad de corales es ligeramente mayor en sitios protegidos que en los no protegidos (Feingold, 2003).

Por otro lado, el establecimiento de áreas marinas protegidas también favorece la protección de los peces arrecifales (Edwards et al., 2011). Esto ha podido comprobarse mediante evaluaciones de distintas especies de herbívoros. Hughes et al.(2007) estudió la Gran Barrera de Coral de Australia en una zona donde la abundancia de coral y la diversidad se había reducido drásticamente por el evento de blanqueamiento de 1998. Esta evaluación se realizó por un periodo de tres años con monitoreos de zonas establecidas como control, donde la abundancia de peces era alta y la de algas se mantuvo baja y se registró un aumento de cobertura de coral en un 20%. En tanto, en otro sitio sin peces herbívoros se observó una explosión dramática de macroalgas,

la cual que suprimió la fecundidad, reclutamiento y supervivencia de los corales. Estos resultados prueban que la existencia de poblaciones de peces herbívoros es un componente clave en la resiliencia de los arrecifes (Hughes et al., 2007).

La protección los peces herbívoros que ofrecen las reservas marinas también aumenta la posibilidad de recuperación de impacto de huracanes en los arrecifes, mientras que en donde existe explotación por pesca el declive de las poblaciones de coral es mayor (Edwards et al., 2011). Esto ha podido comprobarse mediante la evaluación de los peces herbívoros en AMP, como la realizada por Ruiz-Zarate (2003) en el Caribe mexicano. En esta evaluación se encontró que la abundancia de peces herbívoros en la zona protegida evitó el incremento del crecimiento de macroalgas y favoreció la cobertura de corales, mientras que en la zona no protegida hubo poca presencia de especies herbívoras y una alta densidad de mortandad parcial de corales (Ruiz-Zárate et al., 2003).

De acuerdo con estos monitoreos, la creación de reservas marinas representa una opción óptima para establecer medidas que regulen factores antropogénicos que impidan la recuperación de los arrecifes, como la modulación de las descargas de aguas residuales o la regulación de las prácticas de pesca (Hughes et al., 2007; Edwards et al., 2011).

Conclusiones

En ésta tesina se discuten las especies bioindicadoras utilizadas en la evaluación de salud del sistema arrecifal de México y Belice. Algunas especies de corales de las Familias Flaviidae, Poritidae, Milleporidae, Agariciidae y Acroporidae son las más frecuentemente monitoreadas. Esto debido a sus características específicas para detectar condiciones estresantes que puedan deteriorar la salud del ecosistema.

La importancia del monitoreo de estas especies reside en que son las principales constructoras de la estructura arrecifal y su pérdida afecta a especies que dependen de estas y a la capacidad de protección a la costa.

La presencia de macroalgas está relacionada con la disminución de cobertura de coral y su capacidad de recuperación; por lo que el monitoreo del incremento de macroalgas es importante para medir la influencia de fenómenos como el incremento de nutrientes de origen antropogénico, y puede indicar disminución de especies herbívoras.

El monitoreo de algunas especies de peces arrecifales herbívoros de las familias de Acanthuridae, Scaridae, Pomacanthidae, Pomacentridae, Chaetodonidae; omnívoros de las familia Balistidae, Chaetodonidae, Scaridae y depredadores de la familia Haemulidae, Holocentridae, Labridae, Lutjanidae, Mullidae, Muraenidae y Serranidae permiten conocer el impacto de actividades antropogénicas y proporcionan información de del estado de la estructura arrecifal.

El monitoreo de las especies bioindicadoras mencionadas proporciona información que ha propiciado el establecimiento de medidas que permitan enfrentar las amenazas a la salud de este ecosistema. Una de estas medidas es la creación de áreas marinas protegidas, que ha sido clave en la recuperación de especies de corales y peces arrecifales en lugares donde existía riesgo de supervivencia. El éxito de este tipo de medidas ha propiciado el interés de crear redes de áreas marinas protegidas, lo cual representaría una ventaja para la conservación de la biodiversidad y los recursos que los arrecifes ofrecen.

En conclusión, el monitoreo de las de las especies bioindicadoras tales como corales arrecifales, macroalgas y peces arrecifales es fundamental en la evaluación de la salud del SAM.

Referencias

- AGRRA, 2012. AGRRA. *Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment*. [En línea] Disponible en: <http://www.agrra.org> [Último acceso: 20 Diciembre 2012].
- Aguilar, P. y Aguilar, D., 1996. A Spawning Aggregation of Nassau Grouper *Epinephelus striatus*(Pisces:Serranidae) in the Mexican Caribbean. *Environmental Biology of Fishes* , Volumen 45, pp. 351-361.
- Alcolado Pedro M., Hernández-Muñoz Darlenys, Caballero Hansel, Busutil, Linet, Perera Susana. e Hidalgo Gema., 2009. Efectos de un Inusual Período de Alta Frecuencia de Huracanes Sobre Bentos de Arrecifes Coralinos. *Mar y Costa*, Volumen 1, pp. 73-99.
- Almada-Villela P.; Sale P.; Gold-Bouchot G. y Kjerfve B., 2003. Manual de Métodos para el Programa de Monitoreo Sinóptico del SAM. *Proyecto para el Sistema Arrecifal Mesoamericano-Unidad coordinadora del proyecto Coastal Resources Multi-Complex Building*, pp. 155.
- Álvarez-Filip L. y Gill J. A., 2011. Complex Reef Architecture Supports More Small-bodied Fishes and Longer Food Chains on Caribbean Reefs. *Ecosphere*, 2(10), pp. 17.
- Ardisson P. L., May-Kú M. A., Herrera-Dorantes M. T. y Guillermo A. A., 2011. The Mesoamerican Barrier Reef System-México: Considerations for its Designation as a Particularly Sensitive Sea Area. *Hidrobiológica*, 21(3), pp. 261-280.

- Arias-González J. E., Acosta-Gonzales G., Membrillo N.; Garza-Peréz J.R., Castro-Pérez J.M., 2012. Predicting Spatially Explicit Coral Reef Fish Abundance, Richness and Shannon–Weaver Index from Habitat Characteristics. *Biodivers Conserv*, Volumen 21, pp. 115-130.
- Arias-González J., Núñez-Lara E., Rodríguez-Zaragoza F. y Legendre P., 2011a. Indicadores del Paisaje Arrecifal para la Conservación de la Biodiversidad de los Arrecife de Coral del Caribe. *Ciencia Marinas*, 37(1), pp. 87-96.
- Arias-González J. E., González-Gándara C., Cabrera J. L. y Chrisyensen V., 2011b. Predicted Impact of the Invasive Lionfish *Pterois volitans* of the Food Web of a Caribbean Coral Reef. *Environmental Research*, Volume 111, pp. 917-925.
- Aronson R. B., Precht W. F., Macintyre I. G. y Murdoch T. J. T., 2000. Coral Bleach-out in Belize. *Nature*, Volumen 409, pp. 36-39.
- Aronson R. B. y Precht W. F., 2001. White-band Disease and the Changing Face of Caribbean Coral Reefs. *Hydrobiologia*, Volumen 460, pp. 25-38.
- Aronson R.B., Precht W.F. y Macintyre G. I., 2012. Catastrophe and the Life Span of Coral Reefs. *Ecology*, 93(2), pp. 303-313.
- Bainbridge Z. T., Brodie J. E., Faithful J. W. y Sydes, D. A., 2009. Identifying the Land-based Sources of Suspended Sediments, Nutrients and Pesticides discharged to the Great Barrier Reef from the Tully–Murray Basin, Queensland, Australia. *Marine and Freshwater Research*, Volumen 60, pp. 1081-1090.

- Bellwood D. R., Hughes T. P., Folke C. y Nyström M., 2004. Confronting the Coral Reef Crisis. *Nature*, Volumen 429, pp. 827-833.
- Beltrán-Torres A. y Carricart-Ganivet J. P., 2011. Uso y Manejo de los Arrecifes Coralinos. *Riqueza Biológica de Quintana Roo Un Análisis para su Conservación* ., pp. 127-131.
- Bonaldo R. M. y Bellwood D. R., 2011. Parrotfish Predation on Massive Porites on the Great Barrier Reef. *Coral Reefs*, pp. 259–269.
- Brown-Saracino J., Peckol P., Allen C. y Robbart M., 2007. Spatial Variation in Sea Urchins, Fish Predators, and Bioerosion Rates on Coral reefs of Belize. *Coral Reefs*, Volumen 26, pp. 71-78.
- Bruno J. F., Sweatman Hugh, Precht W. F., Selig E. R., W. Schutte V. G., 2009. Assessing evidence of Phase Shifts from Coral to Macroalgal Dominance on Coral Reefs. *Ecology*, 90(6), pp. 1478-1484.
- Buddemeier R. W., Lane D. y Martinich J. A., 2011. Modeling Regional Coral Reef Responses to Global Warming and Changes in Ocean Chemistry: Caribbean Case Study. *Climatic Change*, 109, pp. 375–397.
- Burke C., McHenry T.M., Bischoff W.D., Huttig E.S., Yang W., Thorndyke L., 2004. Coral mortality, Recovery and Reef Degradation at México Rocks Patch Reef Complex, Northern Belize, Central America: 1995–1997. *Hydrobiologia* , Volumen 530, pp. 481-487.

- Burke, L. y Maidens, J., 2004. Reefs at Risk in the Caribbean. *World Resources Institute.*, ISBN 1-56973-567-0(Library of Congress Control Number: 2004113031), pp. 80.
- Burkepile D. y Hay, M., 2011. Feeding Complementarity Versus Redundancy Among Herbivorous Fishes on a Caribbean Reef. *Coral Reefs*, Volumen 30, pp. 351-362.
- Carballo J. L., Cruz J. A., Nava H. y Bautista E., 2010. Esponjas Perforadoras de Sustratos Calcáreos. Importancia en los ecosistemas arrecifales del Pacífico Este. *Revista Biología Tropical* 58(4) ,pp 1591-1592
- CARICOMP, 2001. Manual of Methods for Mapping and Monitoring of Physical and Biological Parameters in the Coastal Zone of the Caribbean. Caribbean Coastal Marine Productivity .
- Carricart-Ganivet J. P., Cabanillas-Teran N., Cruz-Ortega I. y Blanchon P., 2012. Sensitivity of Calcification to Thermal Stress Varies among Genera of Massive Reef-Building Corals. *Plos ONE*, 7(3), pp. 1-9.
- Carrigan A. D. y Puotinen M. L., 2011. Assessing the Potential for Tropical Cyclone Induced Sea Surface. *Geophys. Res. Lett.*, 38, pp. 1-5.
- Castro-Pérez J. M., González-Acosta G. y Arias-González, J. E., 2011. Characterizing Spatial and Temporal Reef Fisheries in Chinchorro Bank Biosphere Reserve, northern Mesoamerican Reef System. *Hidrobiológica*, 21(2), pp. 197-209.
- Chávez Villegas J. F., Cid Becerra J. A., Enríquez Díaz M.R., Muñoz Montero L.J., Aldana Aranda D., 2009. Abundancia de Larvas Veliger de *Strombus gigas*

- (Linnaeus, 1758) en el Sistema Arrecifal Mesoamericano. Proceedings of the 62nd Gulf and Caribbean Fisheries Institute.
- Claro R., 1987. Ecología de los peces marinos de Cuba. Instituto de Oceanología , Academia de Ciencias de Cuba. Centro de Investigaciones de Quintana Roo.
- Claro R. y Karel C. R., 2003. Rapid Assessment of Coral Communities of María la Gorda Southeast Ensenada de Corrientes , Cuba (Part 2: Reef Fishes). *AGRRA. in J.C. Lang (ed.), Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program. Atoll Bulletin*, Volumen 496, pp. 278-293.
- Clua E.; Beliaeff Benoit; C. C.; Gilbert D.; Ferraris J.; Kronen M.; Kulbicki M.; Labrosse P.; Letourneur Y.; Pelletier D.; Thébaud O. y Marck L., 2005. Towards multidisciplinary indicator dashboards for coral reef fisheries management. *Aquat. Living Resour*, Volumen 18, pp. 199-213.
- Collado-Videsa Ligia, Caccia Valentina G., Boyer Joseph N. y Fourqurean James W., 2007. Tropical seagrass-associated macroalgae distributions and trends relative to water quality. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Volumen 73, pp. 680-694.
- Colle A., Pratchett M. y Jones, G. P., 2008. Diversity and functional importance of coral-feeding fishes on tropical reefs. *Fish and Fisheries*, Volumen 9, pp. 286-307.
- Colvard N. B. y Edmunds, P. J., 2011. Decadal-scale changes in abundance of non-scleractinian invertebrates on a Caribbean coral reef. *Journal and Experimental Marine Biology and Ecology*, Volumen 397, pp. 8.

CONANP, 2013. Comisión Nacional de Areas Naturales Protegidas. [En línea]
Available at: <http://www.conanp.gob.mx/>

[Último acceso: 8 Enero 2013].

Cooper T., Gilmour J. y Fabricius, K., 2009. Bioindicators of Changes in Water Quality on Coral Reefs: Review and Recommendations for Monitoring Programmes. *Coral Reefs* , Volumen 28, pp. 589-606.

Côté Isabelle y Green Stephanie J., 2012. Potential Effects of Climate Change on a Marine Invasion: The importance of current context. *Current Zoology* , Volumen 58, pp. 1-8.

Cruz-Piñon G., Carricart-Ganivet, J. y Espinoza-Avalos J., 2003. Monthly Skeletal Extension Rates of the Hermatypic Corals *Montastrea annularis* and *Montastrea faveolata*: biological and environmental controls. *Marine Biology*, Volume 143, pp. 492-500

Durán Alaín y Claro Rodolfo, 2009. Actividad alimentaria de los peces herbívoros y su impacto en arrecifes con diferente nivel de degradación antrópica. *Revista Biología Tropical*, 57(3), pp. 687-697.

Eakin C., Morgan J.A., Heron S.F., Smith T.B., Liu, G. 2010. Caribbean Corals in Crisis: Record Thermal Stress, Bleaching, and Mortality in 2005. *PLOS ONE*, Volumen 5, pp. 1-11.

Edwards H. J., Elliot, I. A., Eakin C. M. , Irikawa A. , Madin J. S., McField M., Morgan J. A., Wooskin van R., Mumby P. J., 2011. How Much Time Can Herbivore

Protection buy for Coral Reefs Under Realistic Regimes of Hurricanes and Coral Bleaching?. *Global Change Biology* , Volumen 17, pp. 2033-2048.

Feingold J., Thornton S.L., Banks K.W., Gasma N.J., Guillian D., Fletcher P., Avilay C., 2003. A Rapid Assessment of Coral Reefs Near Hopetown, Abaco Islands, Bahamas (Stony Corals and Algae). in J.C. Lang (ed.), *Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program. Atoll Research Bulletin 496.*, pp. 58-75 .

Finney Christine J.Pettay Daniel ,Tye Sampayo Eugenia M., Warner Mark, Oxenford Hazel A., LaJeunesse Todd C. C. J., 2010. The Relative Significance of Host-Habitat,Depth, and Geography on the Ecology,Endemism, and Speciation of Coral Endosymbionts in the Genus Symbiodinium. *Microb Ecol*, Volume 60, pp. 250-263.

Foley J. E., Sokolow S. H., Girvetz E., Foley C. W., Foley P., 2005. Spatial Epidemiology of Caribbean Yellow Band Syndrome in *Montastrea* spp. Coral in the Eastern Yucatan, Mexico. *Hidrobiologia*, Volumen 548, pp. 33-40.

GEF, 1992. Guidelines for Monitoring Monitoring and Evaluation of GEF Biodiversity Projects. *The World Bank* pp.1-30

García-Arredondo A., Rojas-Molina A., Ibarra-Alvarado C., Iglesias-Prieto R., 2011. Effects of Bleaching on the Pharmacological and Toxicological Activities Elicited by the Aqueous Extracts Prepared from Two “Fire Corals” Collected in the Mexican Caribbean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Volumen 396, pp. 171-176.

García-Salgado M.T., Nava-Martínez G., Vázquez M., Jacobs, N.D., Majil I., Molina, Ramírez A., Yañez Rivera B., Cubas A., Dominguez Calderon J.J., Maldonado M.A., Torres O., 2008. Declining Trend on the Mesoamerican Reef System Marine Protected Areas. *Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, Ft. Lauderdale, Florida, Session number 18.*

García-Salgado M. T., Camarena L., Gold B.G., Vasquez G., Galland G., Nava M., G. Alarcón D. y Ceja V. M., 2006. Proyecto para la Conservación y Uso Sostenible del Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM). Línea Base del Estado del Sistema Arrecifal Mesoamericano.. *Documento Técnico del SAM No.18.*

Gardner.T.A. ,Isabelle M. Côté, Jennifer A. Gil, Alastair Grant y Andrew R. Watkinson. Hurricanes and Caribbean Coral Reefs: Impacts Recovery Patterns and Role in Long Time Term Decline. *Ecology* , Volumen 86, pp. 174-184.

Glynn P., 1993. Coral reef bleaching: ecological perspectives. *Coral Reefs*, Volumen 12, pp. 1-17.

Gómez G. M., 2004. A Rapid Ecological Assessment (REA) of Coral Reefs and Reef Fishes of Barrier Islands within Central Belize Barrier Reef Complex utilizing the Mesoamerican Barrier Reef Systems (MBRS) Protocol. *AGRRA. Marine Resource Management Program College of Oceanic & Atmospheric Sciences Oregon State University Corvallis, Oregon 97331* , pp. 1-80

González-Rivero M., Yakob L. y Mumby J. P., 2011. The role of sponge competition on coral reef alternative steady states. *Ecological Modelling*, Volumen 222, p. 1847–1853.

- Graham N. A. J., Nash K. y Kool J., 2011. Coral Reef Recovery Dynamics in a Changing World. *Coral Reefs*, Volumen 30, pp. 283-294.
- Graham R. T., Carcamo R., Rhodes K.L., Roberts C. M. y Requena N., 2008 . Historical and Contemporary Evidence of a Mutton Snapper (*Lutjanus analis* Cuvier, 1828) Spawning Aggregation Fishery in Decline. *Coral Reefs*, Volumen 27, pp. 311-319.
- Hay Mark E., 1984. Patterns of Fish and Urchin Grazing on Caribbean Coral Reefs: Are Previous Results Typical?. *Ecology*, 65(2), pp. 446-454.
- Heyman W. D., Kjerfve B., Graham R. T., Rhodes K.L. y Garbutt L., 2005. Spawning Aggregations of *Lutjanus cyanopterus* (Cuvier) on the Belize Barrier Reef Over a 6 Year Period. *Journal of Fish Biology* , Volumen 67, pp. 83-101.
- Hodgson H., 1999. A Global Assessment of Human Effects on Coral Reefs. *Marine Pollution Bulletin*, 38(5), pp. 345-355.
- Hoegh-Guldberg O., 2011. Coral Reef Ecosystems and Anthropogenic Climate Change. *Reg Environ Change*, pp. 215-227.
- Hoegh-Guldberg O., Mumby P. J., Hooten A. J., Steneck R.S., Greenfield P., Gómez E., Harvell C. D., Sale P.F., Edwards A.J., Caldeira K., Knowlton N., Eakin C.M., Iglesias-Prieto R., Muthiga N., Bradbury R.H., Dubi, A. y Hatziolos, M.E , 2007. Coral Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. *Science*, Volumen 318, pp. 1737-1742.

HRI, 2012. Reporte de *la Salud del Sistema Arrecifal Mesoamericano*, Healthy Reefs Initiative.

Hughes T. P. , Rodríguez M. J., Bellwood, D. R., Ceccarelli D., Hoegh-Guldberg O., McCook L., Moltschaniwskyj N., Pratchett M. S., Steneck R. S., Willis, B., 2007. Phase Shifts, Herbivory, and the Resilience of Coral Reefs to Climate Change. *Current Biology*, Volumen 17, pp. 360-365.

Hughes T. P., Graham N. A., Geremy B. y Steneck R. S., 2010. Rising to the Challenge of Sustaining Coral Reefs Resilience. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(11), pp. 633-642.

Huntington B., Karnauskas M. y Lirman D., 2011. Corals Fail to Recover at a Caribbean Marine Reserve Despite Ten Years of Reserve Designation. *Coral Reefs*, Volumen 30, pp. 1077-1085.

Hutchings P., Haynes D., Goudkamp K. y McCook L., 2005. Catchment to Reef: Water quality issues in the Great Barrier Reef Region—An overview of papers. *Marine Pollution Bulletin* , Volumen 51, pp. 3-8.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change, 2012. Management the Risk of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation. Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge, New York, Melbourne, Madrid, Cape Town, Singapore, São Paulo, Delhi, Tokyo, Mexico City: Cambridge University Press.

IPCC, 2007. Cambio Climático Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Cuarto Informe de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático [Equipo de redacción principal: Pachauri, R.K. y Reisinger, Ginebra, Suiza

Jordán-Dahlgren E. y Rodríguez-Martínez R. E., 1998. Post-Hurricane Initial Recovery of *Acropora Palmata* in Two Reefs of the Yucatán Peninsula, México. *Bulletin of Marine Science*, 63(1), pp. 213-228.

Jud Z. R. y Layman C. A., 2012. Site Fidelity and Movement Patterns of Invasive Lionfish, *Pterois* spp., in Florida Stuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Volumen 69-74, pp. 424-415.

Keller B. D., Gleason D. F., McLeod E., Woodley C. M., Airame S., Causey B. D., Friedlander A. M., Grober-Dunsmore R., Johnson J. E., Miller Steven L., Steneck R. S., 2009. Climate Change, Coral Reef Ecosystems, and Management Options for Marine Protected Areas. *Environmental Management*, Volumen 44, pp. 1069-1088.

Klaus R., Marine Biology. 2012. *Chapter three-The Role of Sponges in the Mesoamerican Barrier-Reef Ecosystem, Belice..*

Kramer P., Kenneth Marks W. y Turnbull, T. L., 2003. Assessment of Andros Island Reef System, Bahamas (Part 2: Fishes). in J.C. Lang (ed.), Status of Coral Reefs in the Western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program. *Atoll Research Bulletin* 496., pp. 100-122.

- Kramer P., Kramer R. y Ginsburg R., 2003. Assessment of Andros Island Reef System, Bahamas (Part 1: Stony Corals and Algae). in J.C. Lang (ed.), Status of Coral Reefs in the Western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program. *Atoll Research Bulletin* 496, pp. 76-99.
- Kramer P., Kramer R., Arias-González E. y McField M. 2000. Status of Coral Reefs on Northern Central America: México, Belize, Guatemala, Honduras, Nicaragua and El Salvador. *AGRRA, Status of Coral Reefs of the World*, pp.1- 27.
- Lapointe E., Barile y Matzie W., 2004. Anthropogenic Nutrient Enrichment of Seagrass and Coral Reef Communities in the Lower Florida Keys: Discrimination of Focal Versus Regional nitrogen Sources. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, Volumen 308, pp. 23-58.
- LaJeunesse T., Smith, R., Finney, J. y Oxenford H., 2009. Outbreak and Persistence of Opportunistic Symbiotic Dinoflagellates During the 2005 Caribbean Mass Coral 'Bleaching' Event. *Proceeding the Royal Society*, Volume 276, pp. 4139-4148.
- LaJeunesse T., Smith R., Walther M.; Pinzón J.; Pettay D. T., McGinley M., Aschaffenburg Matther, Medina-Rosas P., Cupul-Magaña A.L., López Pérez A., Reyes-Bonilla H., Warner E., Marck 2010. Host-symbiont Recombination Versus Natural Selection in the Response of Corals-Dinoflagellate Symbionts to Environmental Disturbance. *Proceeding of the Royal Society*, Volume 277, pp. 2925-2934.

- Linton D. M. y Warner G. F., 2003. Biological Indicators in the Caribbean Coastal Zone and their Role in Integrated Coastal Management. *Ocean & Coastal Management* , Volumen 46, pp. 261-276.
- Lirman D., 2001. Competition Between Macroalgae and Corals: Effects of Herbivore Exclusion and Increased Algal Biomass on Coral Survivorship and Growth. *Coral Reefs*, Volumen 19, pp. 392-399.
- Littler M., Taylor P. R. y Littler, D., 1989. Complex Interactions in the Control of Coral Zonation on a Caribbean Reef flat. *Oecologia* , Volumen 80, pp. 331-340.
- Lough J. M. y Cooper, T. F., 2011. New insights from coral growth band studies in an era of rapid environmental change. *Earth-Science Reviews*, Volume 108, pp. 170-184.
- Mark A. Albins, 2012. Effects of Invasive Pacific red Lionfish *Pterois volitans* versus a Native Predator on Bahamian Coral-Reef Fish Communities. *Biol Invasions*, Volumen 15, pp. 29-43.
- Marshall A. y Clode, P., 2004. Calcification Rate and the Effect of Temperature in a Zooxanthellate and Azooxanthellate Scleractinian Reef Coral. *Coral Reefs*, Volume 23, pp. 218-224.
- McClanahan T., R., McField M., Huitric Bergman K., Sale P., Nystrom M., Nordemar, I., Egington T., Amuthiga N., 2001. Responses of Algae, Corals and Fish to the Reduction of Macroalgae in Fish and Unfished Patch Reefs of Glovers Reef Atoll, Belize. *Coral Reef*, Volumen 19, pp. 367-379.

- McClanahan T., Muthiga N. y Coleman, R. A., 2011a. Testing for Top-down Control: can Post-disturbance Fisheries Closures Reverse Algal Dominance?. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, Volumen 21, pp. 658-675.
- McClanahan T. y Karnauskas M., 2011b. Relationship Between Benthic Cover, Current Strength, Herbivory and Fishes Closure in Glovers Reef Atoll Belize. *Coral Reefs*, Volumen 30, pp. 9-19.
- McClanahan, T. , Bergman, K., Huitric, M., McField, M., Elíwing, T., Nyström, M., Nordemar, I., 2000. Response of fishes to algae reduction on Glovers Reef Belize. *Marine Ecology Progress Series*, pp. 276-283.
- McClanahan, T., Sala, E., Mumby, P. y Jones, S., 2004. Phosphorus and Nitrogen Enrichment do not Enhance Brown Frondose “Macroalgae”. *Marine Pollution Bulletin*, pp. 196-199.
- McCook L., Jompa, J. y Díaz-Pulido G., 2001. Competition Between Coral and Algae on Coral Reefs a Review of Evidence and Mechanisms. *Coral Reefs*, Volumen 19, pp. 400-417.
- McField M. y Kramer P., 2007. The Healthy Mesoamerican Reef Ecosystem Initiative: a conceptual framework for evaluating reef ecosystem health, Belize City.
- Metcalfe C. D., Beddows P. A., Bouchot G. G. y Metcalfe T. L., 2011. Contaminants in the Coastal Karst Aquifer System Along the Caribbean of the Yucatán Peninsula México. *Environmental Pollution* , Volumen 159, pp. 991-997.

- Miller J.; Muller E.; Rogers C.; Waara R.; Atkinson A.; Whelan K.R.T.; Patterson M.; Witcher, B., 2009. Coral Disease Following Massive Bleaching in 2005 Causes 60% Decline in Coral Cover on Reefs in the US Virgin Islands. *Coral Reefs*, Volumen 28, pp. 925-937.
- Morales-Aranda A., Schmitter-Soto J.J. y Herrera-Pavón R. L., 2012. Evaluación de un Área Marina Protegida en el Caribe: un análisis antes-después/control-impacto con peces arrecifales. En: *Investigación Ictiológica en México. Temas Selectos en honor al Dr. Jose Luis Castro Aguirre*. s.l.:s.n., pp. 231-245.
- Morris Jr. J. y Akins, J. L., 2009. Feeding Ecology of Invasive Lionfish (*Pterois volitans*) in the Bahamian Archipelago. *Environ Biol Fish* , Volumen 86, pp. 389-398.
- Morris Jr. J., Shertzer, K. y James, A., 2011. A Stage-based Matrix Population Model of Invasive Lionfish. *Biology Invasions*, Volumen 13, pp. 7-12.
- Mumby, P. y Colette, W. C., 2002. Spatial Patterns of Aggression, Territory Size, and Harem Size in Five Sympatric Caribbean Parrotfish Species. *Environmental Biology of Fishes*, Volumen 63, p. 265–279.
- Munro, J. L., 1983. Caribbean Coral Reef. *Fishery Resources*, Volumen 7, p. 276.
- Muñoz-Escobar L. y Gil-Agudelo D. L., 2012. Composición Dietaria del Pez León, *Pterois Volitans* (Pisces: Scorpaenidae), en Santa Marta y el Parque Nacional Natural Tayrona. *Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras*, Volumen 41, pp. 471-477.

- Navarro-Cetz N. P., Espinoza, A. y Sentíes, G. Y., 2008. Nuevos Registros de Macroalgas para el Atlántico Mexicano y Riqueza Florística del Caribe mexicano. *Hidrobiológica*, 18(001), pp. 11-19.
- Navarro-Cetz, N. P., Espinoza-Avalos, J., Hernández-Arana, H. A. & Carricart-Ganivet, J. P., 2013. Biological Responses of the Coral *Montastraea annularis* to the Removal of Filamentous Turf Algae. *Plos ONE*, 8(1), pp. 9.
- Nieto R. R., Carrara, C. y Sheppard C., 2012. Effects of Hurricanes on the Stability of Reef-associated Landscapes. *Ciencias Marinas*, Volumen 38, pp. 47-55.
- Noss R. F., 1990. Indicators for Monitoring Biodiversity: Hierarchical Approach. *Conservation Biology*, 4(4), pp. 355-364.
- Nugues M. M. y Roberts C. M., 2003. Partial Mortality in Massive Reef Corals as an Indicator of Sediment stress on Coral Reefs. *Marine Pollution Bulletin*, Volumen 46, pp. 314-323.
- Núñez-Lara E., González-Salas C., Zarate-Ruiz M., A., Hernández-Landa R, Arias-González E., J., 2003. Condition of Coral Reef Ecosystem in Central-Southern Quintana Roo (Part 2: Reef Fish Communities). in J.C. Lang (ed.), *Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program. Atoll Research Bulletin* 496, pp. 338-358.
- Orbura O. D., 2009. Reef Corals Bleach to Resist Stress. *Marine Pollution Bulletin*, Volumen 58, pp. 206-212.

- Pandolfi J., Connolly S., Marshall D. J. y Co A. L., 2011. Progetind Coral Reef Futures Under Global Warming and Ocean Acidification. *Science*, Volumen 333, pp. 428-423.
- Paris C. y Chérubin, L., 2008. River-reef Connectivity in the Meso-American Region. *Coral Reefs*, Volumen 27, pp. 773-771.
- Peckol P.M., Curran A.H.; Floid. E. Y.; Robbart, M.L., Greenstein, B.,J.; Buckman K., L., 2003. AGRRA Field report South Central Belize, Central America. *AGRRA. Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program. Atoll Research Bulletin* 496., pp. 147-171.
- Phinney J. T., Muller-Karger F., Phil D. y Sobel J., 2001. Using Remote Sensing to Reassess the Mass Mortality of *Diadema antillarum* 1983-1984. *Conservation Biology*, 15(4), pp. 885-891.
- Pittock B., 1999. Coral Reefs and Environmental Change: Adaptation to What?1. *American Zoologist*, 39(1), pp. 10-29.
- Pettay D. T., Wham D. C., Pinzón J. y LaJeunesse T., 2011. Genotypic Diversity and Spatial-Temporal Distribution of Symbiodiniem Clones in an Abundant Reef Coral. *Molecular Ecology*, Volume 20, pp. 5197-5212.

PNUMA, 2008. *La Alianza Para el Arrecife Mesoamericano de la Red Internacional de Accion para los Arrecifes (ICRAN):Principales Logros*, Gosier,Guadalupe: UNEP(DEPI)/CAR WG.31/INF.10.

PNUMA, 2010. Reporte Técnico No. 52 del Progrma Ambiental del Caribe Actualización del Reporte Técnico del PAC No. 33 Fuentes y Actividades Terrestres en la Región del Gran CaribeN CARIB. *Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente*, p. 91.

Polanía J., 2010. Indicadores Biológicos para el Monitoreo de Puertos en Colombia. *Gestión y Ambiente*, Volumen 13, pp. 75-86.

Quan-Young L. y Espinoza-Avalos J., 2006. Reduction of Zooxanthellae Density,Chlorophiyll a Concentration, and Tissue Thickness of the Coral *Monstaraea faveolata*(Scleractinia) When Competing with Mixed Turf Algae. *Limnology and Oceanography*, 51(2), pp. 1159-1166.

ReefBase, 2013. *Reef Base Aglobal Indormation Systemr For Coral Reef*. [En línea] Available at: <http://reefgis.reefbase.org/default.aspx?wms=RGWDHW> [Último acceso: 12 marzo 2013].

Roberts C. M., McClean Colin J., Veron John E. N., Hawkins J. P., Allen G. R., McAllister Don E., Mittermeier C. G., Schueler F. W., Spalding M., Wells F., Vynne C., Werner T. B. 2002. Marine Biodiversity Hotspots and Conservation Priorities for Tropical Reefs. *Science*, 295(5558), pp. 1280-1284.

- Robinson J. A., Andréfouet S. y Burke L., 2006. Data Synthesis for Coastal and Coral Reef Ecosystem. *Remote Sensing of Aquatic Coastal Ecosystem Processes: Science and Management Applications*, pp. 279-305.
- Roshan E. R., 2004. Akumal's reef: Stony coral communities along the developing Mexican Caribbean coastline. *Revista Biología Tropical*, 52(4), pp. 869-881.
- Ruiz-Zárata M. A. ,Hernández-Landa R. C., Gonzáles-Salas C., Núñez-Lara E., Arias-Gonzáles E., 2003. Condition of Coral Reef Ecosystem in Central-Southern Quintana Roo, México (Part 1: Stony Coral and Algae). *J.C.Lang (ed.), Status of coral reefs in the western Atlantic: results of initial surveys AGRRA Program. Atolls Research Bulletin*, Volumen Bulletin 496., pp. 317-333.
- Sala E., Ballesteros, E. y Richard S. M., 2001. Rapid Decline of Nassau Grouper Spawning Aggregations in Belize: Fishery Management and Conservation Needs, *Fisheries*, 26:10, 23-30. *Fisheries*, 26(10), pp. 23-30.
- Sale P., 1991. *The Ecology of fishes on coral reefs*. Academic Press.
- Sale P., Kritze J. P. y Arias G. E., 2002. Conservación y Uso Sostenible del Sistema Arrecifal . Estado Actual del Conocimiento y Actividades de Monitoreo Ambiental en el Sistema Arrecifal (SAM) con énfasis particular en Belice, Guatemala, y Honduras.. *1er Reporte Regional para el MBRS/SAM PCU*.
- SAM, 2003. Diseño e Implementación del Foro de Turismo Sostenible del SAM, Belize City: Proyecto para el Sistema Arrecifal Mesoamericano. Unidad Coordinadora del Proyecto Coastal Resources Multi-Complex Building.

- Sharp K. H. y Ritchie K. B., 2012. Multi-Partner Interactions in Corals in the Face of Climate Change. *Biol. Bull.*, Volumen 223, pp. 66-77.
- Smith M. T. y Smith , R. L., 2007. *Ecología*. 6 ed. Madrid: Pearson.
- Sorokin Y., 1993. *Coral Reef Ecology*. Berlin,New York: Springer.
- Srogi K., 2007. Monitoring of Environmental Exposure to Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: a review.. *Environmental Chemistry Letters*, Volumen 5, pp. 169-195.
- Steneck S. R. y Lang J. C., 2003. Rapid Assessment of México Yucatán Reef in 1997 and 1999:Pre- And Post-1998 Mass Bleaching and Hurricane Mitch (Stony Corals , Algae and Fishes). *AGRRA*. in J.C. Lang (ed.), *Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program*. *Atoll Research Bulletin* ., Volumen 496, pp. 294-317.
- Valdez-Moreno M.E., Quintal-Lizama C., Gómez-Lozano R., García- Rivas M. C., 2012. Monitoring an Alien Invasion: DNA Barcoding and the Identification of Lionfish and Their Prey on Coral Reefs of the Mexican Caribbean.. *PLoS ONE* 7, Volumen 7, pp. 1-8.
- van Tussenbroek, B. I. & Collado, V., 2000. Filamentous Algae Dominate a Tropical Reef Community in the MexicanCaribbean: an Unexpected Organisation of Reef Vegetation. *Botanica Marina*, Volumen 43, pp. 547-557.

- Vásquez-Yeomans L., Vega-Cendejas M., Montero J. y Sosa-Cordero E., 2011. High species richness of early stages of fish in a locality of the Mesoamerican Barrier Reef System: a small-scale survey using different sampling gears. *Biodivers Conserv*, Volumen 20, p. 2379–2392.
- Vega-Zepeda. A., Hernández-Arana H. y Carricart-Ganivet J.P., 2007. Spatial and size-frequency distribution of *Acropora* (Cnidaria: Scleractinia) species in Chinchorro Bank, Mexican Caribbean: implications for management. *Coral Reefs*, Volumen 6, pp. 671-676.
- Vega-Zepeda A. y Loreto Viruel R. Ma., 2000. Monitoreo de Arrecifes Coralinos de Xcalac Quintana Roo, México. *Proyecto (1998-2003) pretende la conservacion de los recursos costeros críticos en México. Financiado por UNIVERSIDAD DE RHODE ISLAND y USAID FUNDING.*
- Vermeij M. J. A., Heijden van der R. A.; Olthuis J. G; Marhaver K. L., Smith J.E., Visser P. M., 2013. Survival and Dispersal of Turf Algae and Macroalgae Consumed by Herbivorous Coral Reef Fishes. *Oecologia*, Volumen 171, pp. 417-425.
- Wilkinson C. y Souter D., 2008. Status of Caribbean Coral Reefs After Bleaching and hurricanes in 2005. *Global Coral Reef Monitoring Network*, p. 152.
- Williams L.D. y Polunin N.V.C, 2001. Large-scale Associations Between Macroalgal Cover Grazer Biomass of Mid-depht Reefs in the Caribbean. *Corla Reefs*, Volumen 19, pp. 358-366.

- Wilson S. K., Dolman A. M., Cheal A. J., Emslie M. J.; Pratchett M. S., Sweatman H.P. A. , 2009. Maintenance of Fish Diversity on Disturbed Coral Reefs. *Coral Reefs*, Volumen 28, pp. 3-14.
- Wórum F., Carricart-Ganivet J. P., Larry B. y Duncan G., 2007. Simulation and Observation of Annual Density Banding in Skeletons of *Monstastrea*(Cnidaria:Scleractinia) Growing under Thermal Stress Associated with Ocean Warming. *Limnology and Oceanography*, 52(5), pp. 2317-2323
- Wulff L. J., 2006. Rapid diversity and abundance decline in a Caribbean coral reef sponge community. *Biological Conservation* , Volumen 127, pp. 167-176.