



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES

IZTACALA

**“Variación temporal en la estructura de la comunidad
bentónica en el arrecife Anegada de Afuera, Veracruz,
México”**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

BIÓLOGA

P R E S E N T A:

López Carrasco Gabriela

DIRECTOR:

Biólogo José Luis Tello Musi



Los Reyes Iztacala, Tlalnepanitla, Estado de México, 2015.



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

A mis padres:

Por enseñarme a amar la vida, por estar siempre a mi lado y brindarme su apoyo incondicional para cumplir mis sueños.

Agradecimientos

En primer lugar a la Universidad Nacional Autónoma de México por haberme brindado el privilegio de desarrollarme académicamente dentro de esta gran institución a la que orgullosamente pertenezco.

A mi director de tesis el Biólogo José Luis Tello Musi por guiarme en este proceso, por su paciencia ante mi inconsistencia, su grandiosa dirección y apoyo a lo largo del desarrollo de este proyecto, por sus acertados comentarios, observaciones, aportaciones, consejos y dedicación, pero sobre todo por compartir conmigo su experiencia y conocimientos que han sido mi fuente de motivación y curiosidad a lo largo de estos años.

A mis sinodales: el Dr. Guillermo Javier Horta Puga, el Dr. Raymundo Montoya Ayala, la M. en C. Aura Aletse Morales Aranda y el Biol. Felipe de Jesús Cruz López; por su dedicación y paciencia, por sus aportaciones para que el proyecto se desarrollara de la mejor manera.

Al Dr. Guillermo Javier Horta Puga un especial agradecimiento primero por haberme aceptado en su equipo de investigación para el proyecto CONABIO GM005 y segundo por sus consejos, por compartir conmigo su gran sabiduría y por brindarme su apoyo.

A mis padres que siempre creyeron en mí y fueron mi motivación para seguir adelante, que me brindaron la oportunidad de estudiar una carrera.

A mi hermana por ser mi modelo a seguir, por estar siempre conmigo y ser mi compañera de vida.

A todos los compañeros que compartieron conmigo la vida universitaria en especial a mis amigos (Reptar, Karen, Aurorita, Rico, Ricardo, Dyez, Chavita, Tomás, CoCo, Puga, Delia, Montse, Tadeo y Alberto) por hacer de esta experiencia algo increíble.

A los miembros de la bodeguita arrecifal (Jenny, Green, Jhoan y Alex), por hacer de mi estancia algo especial y divertido, por sus consejos, su amistad y por hacer de las salidas de campo algo inolvidable.

A Dorado Buceo y SCUBAVER, por prestar sus servicios para la realización de este proyecto y por de su excelente atención y apoyo.

Por mi Raza Hablará el Espíritu

ÍNDICE GENERAL

Resumen	9
Introducción	10-19
<i>Objetivo general</i>	20
<i>Objetivos particulares</i>	20
Material y Métodos	21-40
1. Área de estudio	21-24
2. Trabajo de campo	24-34
• <i>2.1 Comunidad de corales Hermatípicos</i>	25-30
• <i>2.2 Reclutamiento coralino</i>	31 y 32
• <i>2.3 Gremios algales</i>	33
• <i>2.4 Erizos ramoneadores</i>	33 y 34
3. Trabajo de gabinete	35-40
• <i>3.1 Comunidad de corales Hermatípicos</i>	35-38
• <i>3.2 Reclutamiento coralino</i>	38 y 39
• <i>3.3 Gremios algales</i>	39
• <i>3.4 Erizos ramoneadores</i>	40
4. Análisis estadístico	40
Resultados	41-67
<i>Esfuerzo de muestreo</i>	41
Muestreo por transecto (Comunidad de corales Hermatípicos)	41-60
• <i>Riqueza específica</i>	41 y 42
• <i>Abundancia relativa</i>	43
• <i>Densidad</i>	44 y 45
• <i>Cobertura</i>	45-47
• <i>Índice de diversidad ecológica de Shannon-Weaver (H' y H'max)</i>	47
• <i>Índice de equitatividad de Pielou</i>	48
• <i>Talla</i>	48 y 50

• <i>Mortalidad parcial</i>	50-53
• <i>Tejido perdido por mortalidad parcial</i>	53 y 54
• <i>Enfermedades</i>	55-58
• <i>Blanqueamiento</i>	58 y 60
Muestreo por fotocuadrantes	61-65
• <i>Densidad de reclutas coralinos</i>	61 y 62
• <i>Cobertura de gremios algales</i>	62-65
Muestreo por cuadrante en cinta	65-67
• <i>Densidad de Erizos ramoneadores</i>	65 y 66
• <i>Proporción de géneros (Diadema y Echinometra)</i>	67
Discusión	68-76
• <i>Comunidad de corales Hermatípicos</i>	68-73
• <i>Reclutamiento coralino</i>	73 y 74
• <i>Gremios algales</i>	74 y 75
• <i>Erizos ramoneadores</i>	75 y 76
Conclusiones	77
Literatura citada	78-83

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa del sistema arrecifal veracruzano	24
Figura 2. Colocación del transecto, tubo de PVC en el antebrazo izquierdo para anotaciones de campo.....	25
Figura 3. Guía de identificación en campo	26
Figura 4. Notación utilizada para el registro de los datos en campo	27
Figura 5. Medidas tomadas a cada colonia que intercepto el transecto	27
Figura 6. Medidas tomadas a cada colonia que intercepto el transecto	27
Figura 7. Tipos de mortalidad	28
Figura 8. Enfermedades coralinas.....	29
Figura 9. Enfermedades coralinas.....	30
Figura 10. Método del fotocuadrante	32
Figura 11. Recluta coralino.....	32
Figura 12. Fotocuadrante	33
Figura 13. Muestreo de erizos ramoneadores.....	34
Figura 14. Cuadrante en cinta	34
Figura 15. Densidad promedio de corales hermatípicos	45
Figura 16. Cobertura promedio de corales hermatípicos.....	46
Figura 17. Talla promedio de los corales hermatípicos	49
Figura 18. Porcentaje de mortalidad parcial por campaña	51
Figura 19. Porcentaje de mortalidad parcial por especie.....	52
Figura 20. Porcentaje de tejido coralino perdido por mortalidad parcial (Campañas de monitoreo).....	54
Figura 21. Porcentaje de tejido coralino perdido por mortalidad parcial (Especie)	54
Figura 22. Porcentaje de individuos enfermos por campaña	55

Figura 23. Enfermedades por especie	56
Figura 24. Porcentaje de afectación de las enfermedades coralinas.....	58
Figura 25. Porcentaje de blanqueamiento por campaña	59
Figura 26. Porcentaje de blanqueamiento por especie.....	60
Figura 27. Densidad de reclutas coralinos (Campaña).....	61
Figura 28. Porcentaje de reclutamiento coralino (Género).....	62
Figura 29. Porcentaje de cobertura de las comunidades bentónicas.....	63
Figura 30. Disposición del fondo marino (Campaña).....	64
Figura 31. Cobertura del fondo marino (Campaña).....	65
Figura 32. Densidad de erizos ramoneadores (Campaña).....	66
Figura 33. Proporción de géneros, Erizos ramoneadores (<i>Echinometra</i> y <i>Diadema</i>).....	67
Figura 34. Índice Integrado de la Salud del Arrecife Simplificado (IISAS)	70



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Esfuerzo de muestreo	41
Tabla 2. Riqueza de especies	42
Tabla 3. Abundancia relativa de corales hermatípicos.....	43
Tabla 4. Densidad de corales hermatípicos por especie y campaña.....	44
Tabla 5. Porcentaje de cobertura por campaña.....	45
Tabla 6. Porcentaje de cobertura por especie	47
Tabla 7. Índice de diversidad ecológica de Shannon-Weaver por campaña.....	47
Tabla 8. Índice de equitatividad de Pielou por campaña	48
Tabla 9. Talla de los corales (Promedio por campaña).....	48
Tabla 10. Relación especie-talla	50
Tabla 11. Porcentaje de mortalidad parcial por campaña	50
Tabla 12. Porcentaje de mortalidad parcial por especie.....	52
Tabla 13. Porcentaje de tejido perdido por mortalidad parcial (Campañas).....	53
Tabla 14. Porcentaje de individuos blanqueados (Campaña)	58
Tabla 15. Resumen de los parámetros ecológicos del arrecife en un periodo de cinco años	60
Tabla 16. Densidad de reclutas por campaña	61
Tabla 17. Cobertura relativa de los gremios algales en sustrato libre de coral vivo	64
Tabla 18. Densidad y abundancia relativa de erizos ramoneadores (Campaña).....	66

Resumen

El presente trabajo brinda información de la comunidad de corales escleractinios así como de dos poblaciones bentónicas asociadas a ésta: los erizos ramoneadores tomándose en cuenta únicamente los pertenecientes a los género *Echinometra* y *Diadema* por ser los más abundantes en la zona de estudio y las algas marinas pertenecientes al bentos clasificadas en tres grupos: macroalgas, algas filamentosas y algas coralinas; lo anterior a fin de determinar la variación temporal en la estructura de la comunidad bentónica en el arrecife Anegada de Afuera.

Se llevaron a cabo dos muestreos en el talud de Sotavento del arrecife Anegada de Afuera el primero se realizó el 16 de Octubre del 2012 y el segundo el 18 de Marzo del 2013, los datos obtenidos en campo fueron procesados junto con los datos del proyecto CONABIO GM-005 con que se contaban para este arrecife en un periodo de monitoreo de cuatro años (2009-2012).

Se encontró que los parámetros ecológicos que normalmente muestran pocos cambios dentro de una comunidad coralina como son: la cobertura, abundancia, densidad, diversidad, equitatividad ecológica y talla; se mantuvieron prácticamente sin cambios. Mientras que los parámetros ecológicos de alta variabilidad natural como son: el porcentaje de individuos enfermos y blanqueados, el número de colonias afectadas por mortalidad parcial y la cantidad de tejido que pierden los corales por mortalidad parcial presentaron cambios; situación que también se observó en cuanto a la densidad de reclutas, densidad de erizos ramoneadores y la cobertura de los diferentes gremios algales.

Sin embargo cabe mencionar que a pesar de las variaciones encontradas entre las campañas de muestreo únicamente resulta estadísticamente significativa la diferencia en cuanto a la mortalidad parcial y la cobertura de los diferentes gremios algales. Por lo que se puede concluir de manera general que el arrecife Anegada de Afuera no presenta signos de un alto grado de perturbación reciente, ya que la variación observada durante un periodo de cinco años no es ajena a la dinámica normal de una comunidad arrecifal.

Introducción

Los arrecifes de coral son comunidades biológicas formadas por el crecimiento, muerte y acumulación de diversos organismos que secretan carbonato de calcio (CaCO_3), el depósito masivo de este mineral es producido por corales hermatípicos (agrupados a manera de colonias), llamados también constructores de arrecifes ya que se considera que son los organismos de mayor importancia en cuanto a la contribución de este material (INE, 1997).

Los corales son animales pertenecientes al Filo Cnidaria, Clase Anthozoa y del Orden Scleractinia, estos organismos secretan carbonato de calcio para formar su esqueleto, el cual tiene forma de copa alrededor de sí, y les sirve como estructura de protección y crecimiento. Se caracterizan por presentar relación simbiótica con algas denominadas zooxantelas, las cuales viven dentro del tejido de estos. Esta relación es especialmente importante para un rápido crecimiento de los corales y para la eficiente depositación de carbonato al esqueleto (Brusca & Brusca, 1990).

Aunque también participan en este proceso las algas calcáreas y otros organismos que en conjunto construyen y estabilizan el arrecife (Nybakken, 1988; ICRAN, 2010). La formación de las grandes estructuras arrecifales se da por medio de la compactación y solidificación de minerales a través de los años (Buddemeier *et al.*, 2004), formando así uno de los ecosistemas más diversos, valiosos y productivos de la Tierra (Margalef, 1974; Porter & Tougas, 2001; Ahmed *et al.*, 2007).

Estos ecosistemas a pesar de sólo cubrir el uno por ciento del fondo marino son caracterizados por su alta heterogeneidad y complejidad estructural (Margalef, 1974), ya que pueden adoptar formas geométricas tridimensionales, que crean una gran diversidad de hábitats, lugares de desove, crianza, crecimiento, refugio, reproducción y alimentación (Lalli & Parsons, 1997; ICRAN, 2010), para diversas especies entre las

que pueden contarse 93,000 plantas y animales dentro de los que se encuentran alrededor de 4,000 peces, 800 corales duros y cientos de otros organismos incluyendo a más del 35% de los habitantes de aguas poco profundas (ICRAN, 2010; Mojetta, 2006).

Además brindan una gran variedad de beneficios económicos que los convierten en un recurso natural importante pues contribuyen significativamente al bienestar local, nacional y global (Spurgeon, 1992; Spurgeon & Aylward, 1992; Arín & Kramer, 2002), siendo en muchas áreas un punto de herencia cultural comunitaria (Crosby *et al.*, 2002). Ya que por miles de años la humanidad ha coexistido con ellos disfrutando de su diversidad biológica y productividad, así como de los servicios ambientales que proporcionan como: el desarrollo de actividades turísticas (Porter & Tougas, 2001); el abastecimiento pesquero, al ser zonas de protección y crianza para peces juveniles (Arín & Kramer, 2002); proveer de especies para comercio (Oles, 2007); formar y mantener miles de islas y playas; así como proteger la zona costera (Crosby *et al.*, 2002; Barker & Roberts, 2004; Ahmed *et al.*, 2005; Spurgeon & Aylward, 1992); contribuir con sustancias bioactivas de gran valor presentes en organismos que habitan en estos ecosistemas (Porter & Tougas, 2001). Además, tienen un rol muy importante como captadores de dióxido de carbono (CO₂) atmosférico mediante la precipitación de CaCO₃ (Barnes *et al.*, 1986).

Los arrecifes de coral son ecosistemas cuya distribución a nivel mundial, está confinada a aguas de gran transparencia, con muy baja cantidad de sedimentos en suspensión y de temperatura elevada, en general circunscritas a los trópicos. El sistema arrecifal más importante del mundo es la Gran Barrera Arrecifal, ubicada en la costa oriental de Australia, también los arrecifes aledaños del sudeste asiático son considerados los más relevantes, tanto por su tamaño como por la riqueza de especies. Les sigue en importancia global la barrera arrecifal que se encuentra frente a las costas de Belice, que junto con los arrecifes de México, Honduras y Guatemala,

constituyen el segundo sistema arrecifal de mayor importancia en el planeta (INE, 1997).

En aguas territoriales mexicanas algunos de los arrecifes más importantes se extienden desde el sur del Caribe mexicano, donde forman parte del Sistema Arrecifal Mesoamericano y llegan de manera discontinua hasta Yucatán, Campeche y Veracruz (Rosado-Sánchez, 2004). Y es precisamente frente al estado de Veracruz donde se encuentra el complejo arrecifal más extenso de la región central del Golfo de México el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV), (Jordán-Dahlgren, 2004).

Lamentablemente el declive de la condición y vitalidad de estos ecosistemas a escala mundial está avanzando a un ritmo alarmante (Hernández *et al.*, 2001) ya que se encuentran fuertemente amenazados por cambios en la calidad del ambiente marino que han ocurrido en la época moderna tanto a escala local como planetaria y que afectan en diverso grado a los arrecifes coralinos del Golfo de México y el resto del mundo (Porter & Tougas, 2001; Côté & Reynolds, 2006).

Las causas de este deterioro son múltiples pero en general se trata del efecto acumulado de impactos como: las presiones humanas directas e indirectas producto del desarrollo de actividades económicas costeras, el cambio climático global y políticas de gobierno mal diseñadas entre otras (Wilkinson, 2002), que en su conjunto perturban el equilibrio ecológico de estos ecosistemas, afectando su capacidad de resiliencia e incrementando su vulnerabilidad (Porter & Tougas, 2001; Côté & Reynolds, 2006).

Debido a esto los arrecifes coralinos han acaparado la atención del público y los científicos, puesto que en varias investigaciones se estima que el 10 % de los arrecifes del mundo han quedado degradados más allá del punto de recuperación y al menos el 30% de ellos está en gran peligro de desaparecer (Hernández *et al.*, 2001; Wilkinson 2002). Esta situación ha llevado al desarrollo continuo de estudios con la finalidad de

describir la condición de estos ecosistemas y la calidad del ambiente en el que se desarrollan (Moore & Polley, 2007), generan información base que permite conocer el estado del ecosistema, proveer información de la biota y la diversidad, la condición de hábitats particulares, la presencia de cambios en el ambiente y su magnitud además de facilitar la predicción de los efectos de las actividades humanas en los procesos ecológicos; así como posibles soluciones a las alteraciones que presentan (García-Salgado *et al.*, 2006).

Dichos estudios se basan en diversos indicadores biológicos como el estado de la comunidad coralina tomando en cuenta: porcentajes de cobertura de coral vivo y muerto en este último caso determinando las causas de la mortalidad, la diversidad y abundancia de coral, la presencia de enfermedades y del fenómeno de blanqueamiento, abundancia de peces damisela y número de erizos *Diadema antillarum*; condición de las comunidades de algas considerando el porcentaje de cobertura de los distintos gremios así como la altura de las macroalgas y la condición de la comunidad de peces es decir la abundancia, tamaño y diversidad de las especies (AGRRA, 2000). También se utilizan indicadores fisicoquímicos tales como temperatura, oxígeno disuelto, salinidad, pH, transparencia, deposición de sedimentos, clorofila, concentraciones bacterianas, turbidez, nutrientes y corrientes (Ablan *et al.*, 2004)

Actualmente se han desarrollado programas de monitoreo y protocolos rápidos de evaluación para los arrecifes de coral, destinados comúnmente a analizar a los organismos y/o parámetros ambientales por un largo período, lo que ayuda a entender una variedad de procesos naturales y sustentar propuestas de manejo (Ablan *et al.*, 2004), ya que sin datos a largo plazo no es posible tomar decisiones apropiadas en cuanto al manejo de un sistema natural (Rogers *et al.*, 1994).

Uno de los protocolos de evaluación rápida es el Atlantic & Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) que es una colaboración internacional de científicos que tiene la finalidad de

conocer la condición de los arrecifes del Atlántico occidental y el Golfo de México, para establecer un programa de monitoreo a largo plazo (AGRRA, 2000).

Aunado a este se tiene la organización Reef Check que desde su fundación en 1996 se ha dedicado de lleno a la tarea de monitorear los arrecifes y crear conciencia sobre su importancia, en 1997 dicha organización llevó a cabo el primer monitoreo global del estado de salud de los arrecifes y actualmente continua con la labor de conservar los arrecifes de coral tropicales y arrecifes rocosos de California (Reef Check, 2007) y la Iniciativa Internacional sobre Arrecifes de Coral (ICRI, por sus sigla en inglés), que es una asociación entre naciones y organizaciones con la finalidad de preservar los arrecifes de coral y los ecosistemas relacionados a ellos alrededor del mundo (ICRI, 2002).

Sin duda en nuestro país uno de los esfuerzos más importantes para la conservación y manejo sustentable de los ecosistemas marinos en el Golfo de México (DOF, 1992) lo representa el PNSAV, este funciona como reservorio, puente y punto de diseminación de especies entre las áreas arrecifales del Mar Caribe y Florida y es desafortunadamente el sistema arrecifal más impactado en el Golfo de México (Jordan-Dahlgren, 2004); debido a esto y reconociendo su importancia ambiental en 1992 fue declarado Área Natural Protegida (ANP), bajo la figura de Parque Marino (DOF, 1992), la cual fue posteriormente modificada por la de Parque Nacional (DOF, 2012), y desde entonces es considerado por la Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad (CONABIO), como una Región Marina Prioritaria por tratarse de un ejemplo único de arrecife coralino y por encontrarse amenazado por las actividades portuarias (CONABIO, 1998). Dada esta situación la iniciativa internacional sobre arrecifes coralinos (ICRI), al igual que otras programas de monitoreo como los mencionados anteriormente, incluyen a este sistema dentro de su listado de zonas arrecifales de importancia para la conservación (ICRI, 2002).

Este Parque Nacional está conformado por 28 formaciones arrecifales y cuenta con la categoría de Área Natural Protegida, las cuales de acuerdo con la Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA), Artículo 3 Sección II, son: “Zonas del Territorio Nacional sobre las que la Nación ejerce su soberanía y jurisdicción, en donde los ambientes originales no han sido significativamente alterados por la actividad del ser humano o que requieren ser preservadas y restauradas”. “Estas zonas tienen como objetivo proteger ambientes naturales representativos de las diferentes regiones, salvaguardar la diversidad genética de las especies, asegurar el aprovechamiento sustentable de los ecosistemas y promover la investigación científica así como su difusión” (LGEEPA 2010).

La presión a la que se encuentran sujetos los arrecifes que constituyen al PNSAV se debe en gran parte a su ubicación geográfica ya que se encuentran en un medio marino con fuerte influencia continental por la descarga de los grandes sistemas fluviales que caracterizan esta región del Golfo y también porque es una de las zonas con mayor desarrollo urbano, agrícola e industrial del país (Jordán-Dahlgren, 2004), aunque el sistema arrecifal es un ecosistema en constante cambio por causas naturales, hay evidencia de que el impacto humano combinado con los fenómenos naturales, reducen la recuperación de los arrecifes (Gutiérrez *et al.*, 1993).

Por otro lado la creciente actividad económica no permite que se reconozca el valor de los recursos y de los servicios que proveen estos ecosistemas, provocando con ello la sobreexplotación, degradación y agotamiento de los recursos (CONABIO 1998), lo cual indica que a pesar del estatus legal con que cuenta la protección no es suficiente; aunado a eso, en los últimos años se han presentado diversos fenómenos naturales capaces de provocar cambios en la condición de los arrecifes de coral; como el huracán “Karl” de categoría cuatro que impactó la Costa Oriental de México durante el 2010 y la tormenta tropical “Mathew” en el 2011, fenómenos en los cuales el PNSAV sirvió como barrera de amortiguamiento para proteger la ciudad de Veracruz, por lo cual además de la importancia ya antes mencionada, este sistema proporciona

servicios ambientales valorados aproximadamente en \$290,500,000 USD rebasando así el beneficio económico directo del puerto calculado en \$85,600 USD aproximadamente (CEMDA,2005). Por lo cual se considera que su pérdida significaría un daño económico difícil de calibrar (Mojetta, 2006).

En cuanto a la importancia de la valoración, la CONABIO establece que: “La información que se pueda generar sobre los beneficios ecológicos, culturales, estéticos y económicos de los arrecifes apoyará las acciones para proteger y conservar productivamente los recursos, convirtiéndose en una herramienta importante para influir en la toma de decisiones gubernamentales y sociales, colectivas e individuales; además, es información sumamente útil para poder tomar una serie de acciones que permitan invertir en la conservación del recurso, recuperar entornos degradados, priorizar usos alternativos y excluyentes” (CONABIO, 1998; Del Saz-Salazar & Suarez-Burguet, 1998).

En el sistema arrecifal veracruzano se han llevado a cabo diversas investigaciones: en cuanto a la condición de los arrecifes de coral en el PNSAV se tienen; la realizada por Horta-Puga (2003), en la que se evaluó la condición del sistema; encontrando claros indicios de un decaimiento del ecosistema y poca probabilidad de recuperación debido a una baja tasa de reclutamiento. Posteriormente Pérez España y Vargas Hernández (2008), realizaron una caracterización ecológica y monitorearon el Sistema Arrecifal Veracruzano, pero sin lugar a duda el trabajo más amplio que se ha realizado para conocer la estructura del SAV es el realizado por Horta-Puga y Tello-Musi (2009), donde se evaluaron 10 arrecifes con la finalidad de conocer el estado en el que se encuentran, Gutierrez-Ruiz *et al.* (2005), estudiaron el impacto de las actividades antropogénicas sobre la diversidad de corales pétreos de aguas someras en el parque nacional del sistema arrecifal veracruzano (PNSAV), Hayasaka-Ramirez & Ortiz-Lozano (2014), estudiaron los Indicadores de presión antropogénica asociados a encallamientos en arrecifes coralinos de un área marina protegida.

Con respecto a la calidad del ambiente marino se tiene el realizado por Rosales-Hoz *et al.* (2011) en el que se determinó la concentración de metales en la zona arrecifal de Veracruz.

También se han evaluado distintas comunidades asociadas a los arrecifes de coral como en el estudio realizado por Jones *et al.* (2008), en ese mismo año Celaya-Hernández *et al.* estudiaron la diversidad, abundancia, distribución y asociación al sustrato que tienen los erizos regulares, se compararon las comunidades bentónicas de seis arrecifes de coral en el SAV, posteriormente Rangel-Avalos *et al.* (2007) estudiaron la comunidad de peces y corales del Parque Nacional del Sistema Arrecifal Veracruzano, Winfield *et al.* (2010) analizaron la diversidad y patrones de abundancia y distribución de los macrocrustaceos incrustantes y Rodríguez-Gomez *et al.*, 2013, evaluaron la respiración planctónica y la producción primaria bruta en diversos arrecifes del PNSAV; algunos de estos estudios incluyen al arrecife Anegada de Afuera, sin embargo no se cuenta con información a cerca de la condición de la comunidad coralina y/o comunidades asociadas para este arrecife en específico.

Durante el presente estudio se evaluó únicamente el Talud de Sotavento debido a que esta zona se caracteriza por movimientos de agua de baja intensidad, oleaje de baja energía y altas tasas de sedimentación terrígena, siendo esta última considerada como la principal fuerza ambiental rectora de este hábitat y que depende de la distancia que la separa de la costa (Lara *et al.*, 1992) aunado a esto Horta-Puga *et al.*, (2009) indican, después de haber realizado muestreos en las tres zonas arrecifales (Talud de Sotavento, Planicie Arrecifal y Talud de Barlovento), que esta resulta ser la zona de mayor cobertura, densidad y diversidad de corales, situación que se presenta de manera general en todo el Atlántico.

Como se mencionó en párrafos anteriores existen diversos indicadores para determinar la condición en la que se encuentra un arrecife de coral; la decisión de utilizarlos depende del investigador, de la facilidad de medirlos y entenderlos

(Hodgson, 1999), independientemente del método que se emplee es importante evaluar la condición de la comunidad de corales hermatípicos ya que en un ecosistema arrecifal los corales escleractinios son el elemento faunístico dominante en términos de cobertura de sustrato (Sttodart, 1969). Aunque se ha visto que en términos de biomasa, los corales escleractinios son sobrepasados por otras especies (Odum & Odum, 1955), el papel que desempeñan en las relaciones energéticas del arrecife es vital, de tal forma que si se les eliminara selectivamente la mayoría de las especies restantes migran o mueren, alterándose gravemente la estructura de la comunidad del arrecife (Chester, 1969).

Así mismo dentro de un ecosistema arrecifal existen poblaciones asociadas que resultan importantes para el desarrollo de este, como: la comunidad de erizos ramoneadores que son parte importante de las redes tróficas de los arrecifes coralinos y constituyen una fuente significativa de alimento para los peces carnívoros (Díaz-Ruiz *et al.*, 1998). Pero quizá el impacto más importante en estos ecosistemas se deriva de sus actividades de forrajeo, mismas que pueden modificar significativamente el sustrato del arrecife por lo que pueden considerarse especies clave en los arrecifes del sur del golfo de México (Kornicker & Boyd, 1962). Las interacciones como la herbívora determinan la dominancia en la comunidad de uno de los componentes, algas o corales. El balance entre organismos calcificantes y los organismos que erosionan al arrecife es crítico para un crecimiento óptimo del arrecife (Carricart-Ganivet & Merino, 2001).

Y la comunidad de algas ya que estas contribuyen enormemente a la biomasa del arrecife, pueden depositar más carbonato de calcio que los corales mismos (Littler & Littler, 1984) y constituyen el cemento que mantiene unido al arrecife por lo que contrarrestan la erosión del arrecife ocasionada por el oleaje, además de las algas filamentosas (césped algal) y algas carnosas o macroalgas que son los productores primarios más significativos que se encuentran fijados a los arrecifes de aguas someras (Tunnell, 2007).

Las comunidades antes mencionadas fueron evaluadas durante el presente estudio, el cual pretende contribuir al acervo de información que sirva como herramienta para la implementación de programas de monitoreo y/o manejo adecuado de los arrecifes coralinos.

Objetivo general:

Determinar la variación temporal en la estructura de la comunidad bentónica de la zona de sotavento en el Arrecife Anegada de Afuera, durante un periodo de cinco años (2009-2013).

Objetivos particulares:

Determinar la composición y estructura de la comunidad de corales hermatípicos.

Determinar la densidad de los principales ramoneadores béticos *Echinometra* y *Diadema*.

Determinar la cobertura de los gremios algales béticos (carnosas, césped algal (filamentosas) y costrosas: coralinas).

Material y Métodos

1.-Área de estudio

El Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) está delimitado por las coordenadas geográficas 95° 59' 00" y 96° 10' 30" O y 19° 00' 00" y 19° 14' 30" N, que comprende desde Punta Gorda hasta Antón Lizardo al sur del Golfo de México, se localiza dentro del Golfo de México, frente a los Municipios de Veracruz, Boca del Río y Alvarado, del Estado de Veracruz-Llave (DOF, 2012).

El clima del parque es cálido-húmedo con lluvias en dos épocas bien definidas: la de nortes, de menor precipitación, que se presenta de septiembre a abril, con temperatura baja y frecuentes invasiones de masas de aire frío del norte: éstas, por su fuerza, pueden ser desde vientos frescos hasta violentos y huracanados. La época de lluvias se presenta de mayo a agosto, con temperaturas elevadas, alta precipitación y vientos débiles del este. La temperatura promedio anual en la zona arrecifal es de 26°C, las temperaturas más bajas se registran en enero y febrero y oscilan alrededor de 18°C. (INE, 1996).

La vegetación puede dividirse en terrestre, compuesta por diversas especies de pastos, arbustos y unas cuantas especies arbóreas como la casuarina y las palmas; y la vegetación acuática, compuesta por pastos marinos como *Thalassia testudinum* y una enorme variedad de especies de algas (INE, 1997).

Con respecto a la fauna una de las características más importantes de esta área es el desarrollo de varias especies de corales pétreos los cuales, a su vez, permiten el establecimiento de moluscos como las almejas, caracoles y babosas; gusanos poliquetos entre otros; equinodermos como estrellas de mar, erizos y galletas de mar. Además existe un sinnúmero de peces y de crustáceos como camarones y langostas (INE, 1997).

Los arrecifes que constituyen el PNSAV se encuentran separados naturalmente por la desembocadura del río Jampa en dos grandes grupos (Norte y Sur). El primer grupo situado al Norte está constituido por 13 arrecifes relativamente pequeños cercanos a la costa, ubicados frente a la ciudad de Veracruz, de los cuales ocho son plataformas emergentes (Galleguilla, Anegada de Adentro, La Blanquilla, La Gallega, Pájaros, Isla Verde, Tierra Nueva e Isla Sacrificios), dos son bancos sumergidos (parches de arrecife sumergidos: Bajo Mersey y Lavandera) y los tres restantes son del tipo costero (Punta Gorda- Punta Majahua, Hornos y Punta Mocambo; Tunnell, 2007)

El segundo grupo situado al Sur, comprende 15 arrecifes de mayor tamaño que los antes mencionados, mismos que se extienden a una distancia de entre 2.6 a 20.5 km hacia el mar, se localizan frente a la comunidad pesquera de Antón Lizardo, los arrecifes de este grupo son del tipo de plataforma emergente en su mayoría, excepción del arrecife El Giotte que es de tipo costero, este grupo incluye a los tres arrecifes más grandes del suroeste del Golfo: Anegada de Afuera, Chopas y Cabezo (Tunnell, 2007; DOF, 2012).

Algunos de los arrecifes de este último grupo presentan un cayo de arena y presentan un buen desarrollo coralino tanto a sotavento como a barlovento (Lara *et al.*, 1992).

De manera general, los arrecifes del PNSAV presentan cuatro zonas arrecifales bien definidas, con condiciones ambientales distintas las cuales resultan determinantes para el establecimiento y dominancia de distintas especies de corales hermatípicos, dichas zonas son: Talud de Barlovento o Arrecife Frontal, Talud de Sotavento o Arrecife Posterior, Cresta Arrecifal o Zona de Bloques, y Planicie o Laguna Arrecifal, denominada también por algunos zona de plataforma (Carricart-Ganivet & Horta-Puga, 1993; Gutierrez *et al.*, 1993). Otra característica física común entre los arrecifes de Veracruz es su posición, forma y su alargamiento en el sentido noroeste a sureste debido a la dirección del oleaje. Las lagunas arrecifales, delimitadas por las barreras coralinas de las aguas profundas, rara vez exceden los 2 m y en general conservan un

promedio de 1 m. Cada arrecife y zona arrecifal difieren en complejidad topográfica, cantidad de CaCO_3 depositado, riqueza de especies y cobertura de coral (INE, 1997)

En la zona de planicie se presentan cambios drásticos de temperatura, intensidad luminosa, turbulencia, salinidad, etc., las especies más tolerantes son las únicas que logran colonizar esta zona, de ahí que la diversidad sea baja y la abundancia de las especies dominantes sea muy alta. En cambio en la zona de barlovento no se presentan cambios drásticos, la dominancia es más equitativa entre las especies. Mientras que la zona de sotavento se puede considerar como una zona de características intermedias entre barlovento y planicie, por lo que presenta una diversidad alta (Horta-Puga & Tello-Musi, 2010).

El arrecife Anega de Afuera es de tipo plataforma y se localiza a los $19^{\circ}10'14''$ N y $95^{\circ}52'14''$ O frente a la punta de Antón Lizardo, a 17 km al este de la costa. Presenta una forma alargada, su eje mayor mide 4.6 km de longitud y está orientado en dirección NO-SE, su parte más ancha mide 1.2 km carece de isla o tierra emergida. Con un área de 3, 795,000 m² y un perímetro de 13,450 m, representa el 15.2% del área arrecifal de la parte sur del Parque. Dicho arrecife presenta un buen desarrollo coralino tanto a sotavento como a barlovento (Lara *et al.*, 1992), también presenta una característica distintiva denominada Poza Azul que es un área plana que tienen una forma circular irregular, con un diámetro de 25 a 30 metros y una profundidad de 10 metros. Sus paredes son muy pronunciadas y albergan grandes cabezas de coral en el fondo. La pared a sotavento de la Poza Azul central presenta cavernas que penetran en la porción posterior de la Planicie Arrecifal. Así mismo, durante una expedición de investigación realizada en el año 2002, fueron observados en la caleta ubicada en la porción media a barlovento de dicho arrecife formaciones peculiares de pilares o columnas coralinas en las zonas profundas del frente arrecifal. Estos pilares presentan un diámetro uniforme (aproximadamente 0.5 m) y una altura variable (1 – 4 m). Cada uno estaba coronado por un coral escleractinio (usualmente *Orbicella annularis* o *Siderastrea radians*), frecuentemente vivo, aunque no siempre. Estos pilares parecen

haberse formado debido a que el coral vivo del ápice no era capaz de limpiar o eliminar la sedimentación intensa más allá de un diámetro aproximado de 0.5 metros. Si bien, la sedimentación rápida parece haber limitado el crecimiento periférico; el crecimiento ascendente no se vio afectado debido a que otras variables ambientales eran favorables (Tunnell *et al.*, 2007).



Figura 1. Sistema Arrecifal Veracruzano.

2.-Trabajo de campo

Se realizaron dos campañas de muestreo que corresponden a la campaña 6 y 7 (C-06 y C-07) del Proyecto CONABIO (GM-005) la primera se llevó a cabo el 16 de Octubre del año 2012 y la segunda el 18 de Marzo del 2013, en las cuales se determinó la composición y estructura de la comunidad de corales hermatípicos, la densidad de los principales ramoneadores bénticos *Echinometra* y *Diadema* (Echinodermata: Echinoidea) y la cobertura de los gremios algales bénticos (carnosas, césped algal

filamentosas y costrosas: coralinas) mediante inmersiones realizadas en una profundidad de 9 a 12 m utilizando equipo de buceo SCUBA y con una duración máxima de 60 min., los datos recolectados fueron anotados con lápiz en hojas de papel impermeable, que se llevaban en el brazo sujetas a un tubo de PVC (Fig. 2). Lo anterior siguiendo los criterios establecidos por Horta-Puga y Tello-Musi 2009, como una modificación a la metodología propuesta por el protocolo de monitoreo de arrecifes AGRRA (AGRRA, 2000), dichos criterios se describen brevemente a continuación:

2.1.-Comunidad de Corales Hermatípicos

Se utilizó el método del transecto para la determinación de parámetros comunitarios de corales hermatípicos, cada transecto medía 10 m de longitud (Fig. 2), y se utilizaron tantos transectos como fue necesario para muestrear al menos 100 colonias coralinas vivas ya que este es el número mínimo considerado representativo para estudios de comunidades coralinas (Horta-Puga & Tello-Musi, 2009).



Figura 2. Colocación del transecto, tubo de PVC en el antebrazo izquierdo para anotaciones de campo.

Los transectos se ubicaron en posición paralela a la línea de la cresta y/o al contorno del talud arrecifal. En cada transecto se tomaron los siguientes datos por cada individuo/colonia de coral hermatípico que intersectó la línea (las mediciones de longitud se hicieron con un tubo de PVC de 1 m, marcado cada 5 cm):

- A. Especie: La identificación se realizó con la ayuda de una guía de campo sumergible previamente elaborada, se anotó el nombre siguiendo una notación preestablecida. (Fig. 3 y 4).

Agaricia agaricites



Figura 3. Guía de identificación en campo; Fotografías de la especie, nombre y características distintivas, se elaboro una ficha así para cada una de las especies de corales hermatípico reportadas para el PNSAV.

Corales		Arrecifes		Enfermedades		Colector	
Acp	Acropora palmata	IV	Isla Verde	Bn	Banda negra	A	Alex
Aga	Agaricia agaricites	HO	Hornos	Bb	Banda blanca	B	Gabriela
Agf	Agaricia fragilis	PJ	Pájaros	Bm	Banda amarilla	D	Alejandra
Agh	Agaricia humilis	IS	Isla de Sacrificios	Br	Banda roja	G	Guillermo
AgI	Agaricia lamarcki	GL	Galleguilla	Nr	Necrosis rápida	J	Jhoan
Cn	Colpophyllia natans	BA	Blanca	Pb	Plaga blanca	N	Jennifer
Dc	Diploria clivosa	CH	Chopas	Ma	Mancha blanca	R	Rocío
Ds	Diploria strigosa	IE	Isla de Enmedio	Mn	Mancha negra	T	Tello
Lc	Leptoseris cucullata	CA	Cabezo	Np	Neoplasma	U	Aura
Md	Madracis decactis	AF	Anegada de Afuera	Hp	Hiperplasma	I	Daniel
Mareo	Manicina areolata			Lb	Lunares blancos		
Mal	Millepora alcicornis						
Man	Montastraea annularis						
Mcav	Montastraea cavernosa						
Mfav	Montastraea faveolata						
Mk	Montastraea franksi						
Muss	Mussa angulosa						
Myl	Mycetophyllia lamarckiana						
Myd	Mycetophyllia dannana						
Myf	Mycetophyllia ferox						
Ocu	Oculina diffusa						
Pas	Porites astreoides						
Pbra	Porites branneri						
Ppor	Porites porites						
Scu	Scolymia cubensis						
Sir	Siderastrea radians						
Ss	Siderastrea siderea						
Sti	Stephanocoenia intersepta						

Figura 4. Notación utilizada para el registro de los datos en campo.

- B. Longitud de intercepción: Se midió la longitud (cm), correspondiente a la porción de la colonia bajo la línea del transecto (Fig.5).

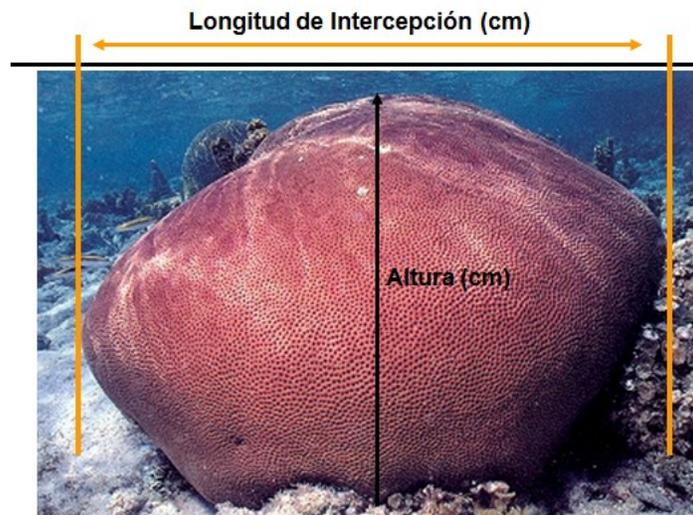


Figura 5. Medidas tomadas a cada colonia que intercepto con el transecto, este está representado por la línea negra horizontal.

- C. Talla: En cada colonia se determinó: el diámetro máximo en vista superior (cm), el diámetro perpendicular (cm) (con respecto al diámetro máximo) y la altura (cm; Fig.6).

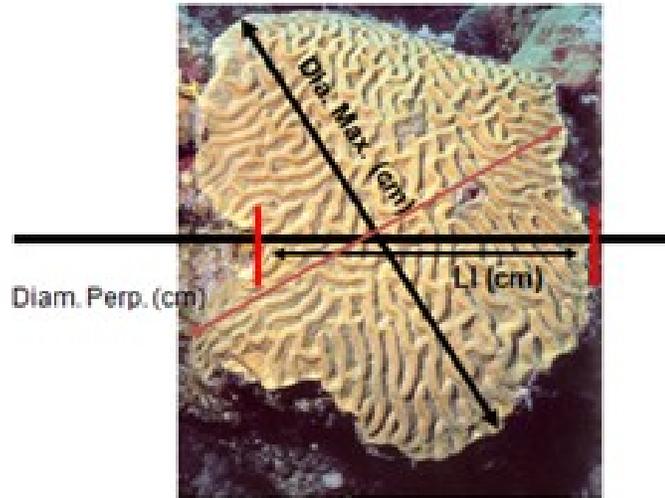


Figura 6. Medidas tomadas a cada colonia que intercepto con el transecto, este está representado por la línea negra horizontal.

D. Mortalidad parcial: Se calculó por estimación visual el porcentaje de tejido muerto del área total de la colonia, asimismo se determinó si la mortalidad era reciente (identificable porque en la porción afectada se aprecia el esqueleto) o añeja (reconocible porque la porción afectada está cubierta por algas y/o otros organismos sésiles; Fig.7).

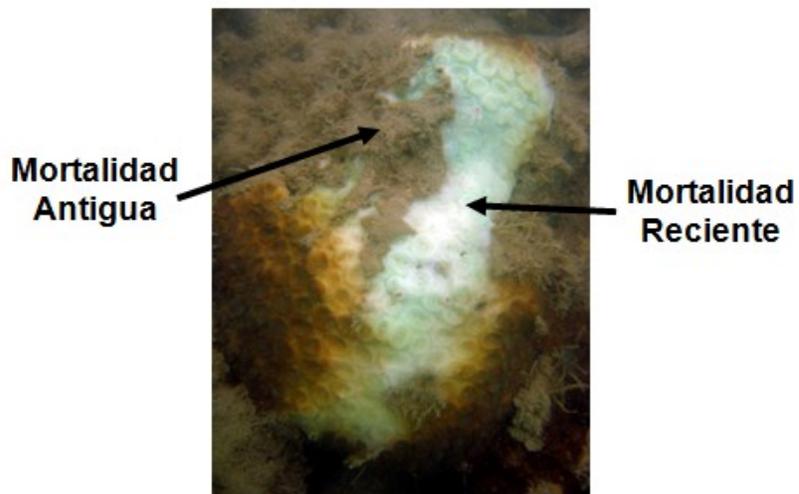


Figura 7. Identificación de los tipos de mortalidad.

E. Enfermedades: Se determinó si el individuo se encontraba o no enfermo, en el primer caso se identificó la enfermedad que lo afectaba y el porcentaje de afectación por estimación visual (Fig. 8 y 9).

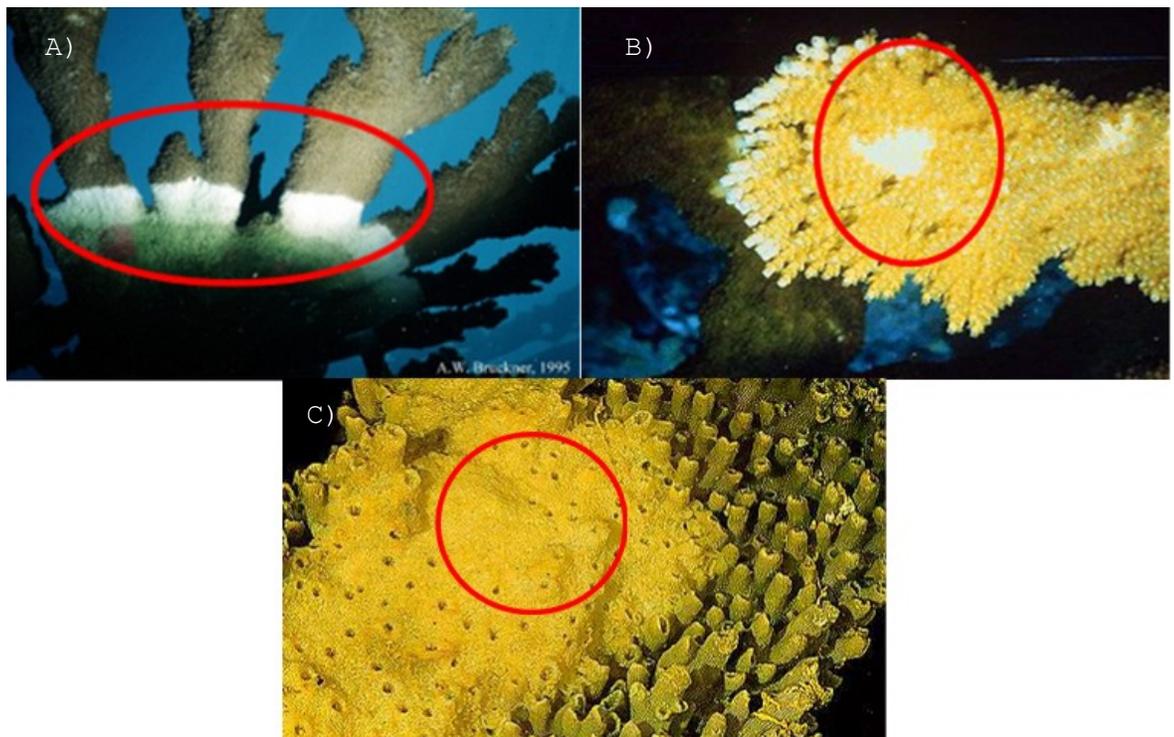


Figura 8 .Enfermedades que afectan al género Acropora: A) Banda blanca (Bb), B) Mancha blanca (Mb) y C) Neoplasma (Np).

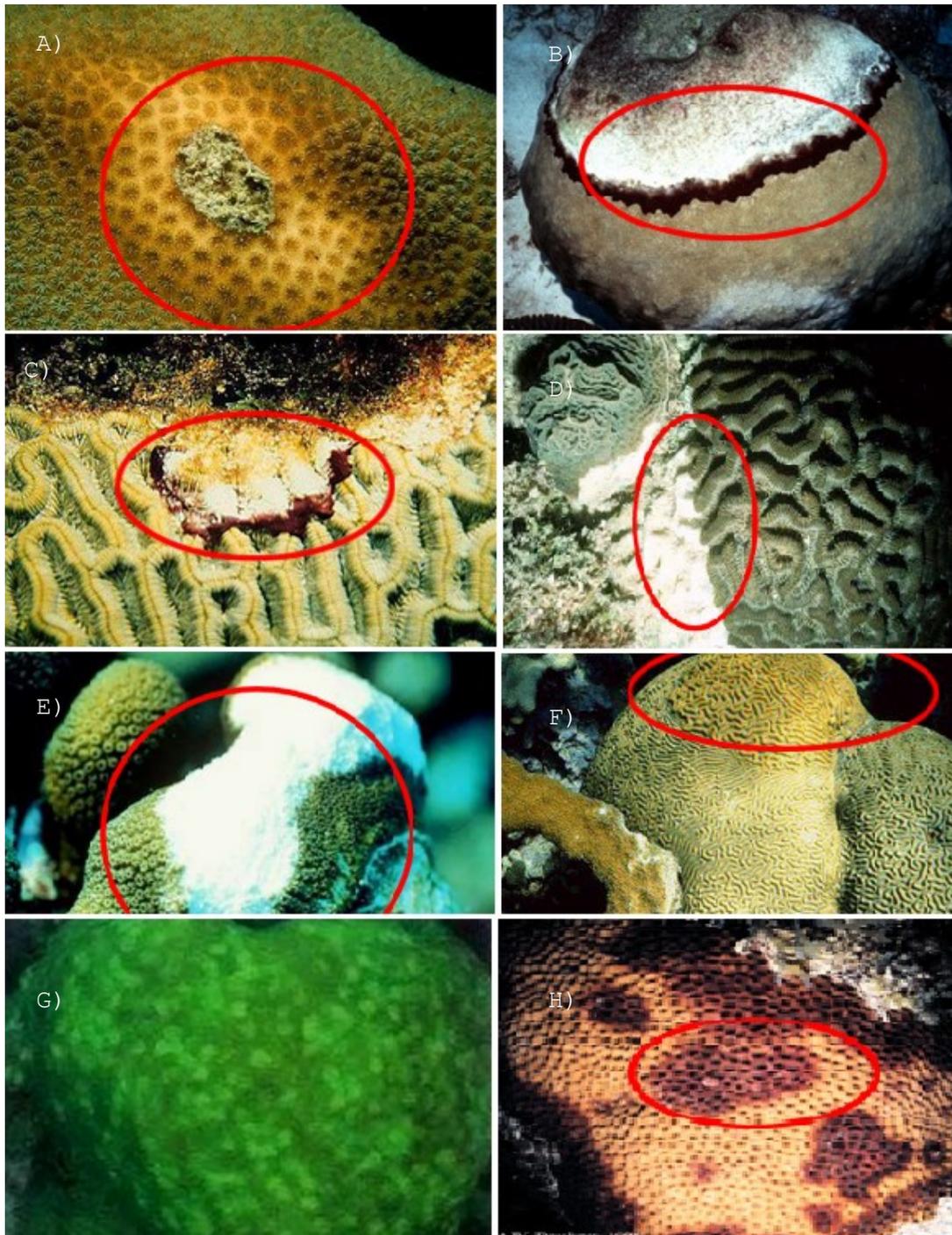


Figura 9. Enfermedades coralinas y géneros a los que afectan: A) Banda amarilla (Ba), Montastraea y Orbicella; B) Banda negra (Bn), Siderastrea; C) Banda roja (Br); D) Plaga blanca (Pb); E) Necrosis rápida (Nr), Colpophyllia, Montastraea y Orbicella ; F) Hiperplasia (Hp); G) Lunares blancos (Lb) y H) Mancha negra (Mn), Montastraea y Orbicella.

2.2.-Reclutamiento coralino

Para la estimación del índice de reclutamiento se utilizó un cuadrante construido con tubo de PVC de 25 x 25 cm., de cada cuadrante se tomó una fotografía digital de alta resolución (≥ 5 megapíxeles) que se denominó fotocadrante, se tomaron 250 fotografías en cada sitio (Fig. 10 y 11).

Para tomar las fotografías el cuadrante se colocó en el fondo sobre un sustrato rocoso, se tomaron en cuenta ciertas consideraciones que de haber sido ignoradas podrían afectar los resultados, las fotocadrantes se tomaron:

- Sobre sustrato rocoso.
- En zonas donde no hubiera invertebrados sésiles grandes (<25cm).
- En zonas de sustrato carentes de coral vivo.
- En zonas carentes de agujeros que puedan afectar la superficie abarcada por el fotocadrante.
- Procurando no remover el sedimento al apoyar el fotocadrante sobre el fondo marino, asegurando así la apreciación de los grupos bénticos presentes en los fotocadrantes.



Figura 10. Método del fotocuadrante para el muestreo de reclutamiento coralino y la cobertura de los gremios algales.



Figura 11. Recluta coralino del género *Colophyllia*.

2.3.-Gremios algales

El muestreo consistió en determinar la cobertura de cada grupo algal, macroalgas, algas filamentosas (césped algal) y algas calcáreas encostrantes mediante el uso de la técnica de cuadrantes (Fig.12). En este caso se utilizó el mismo muestreo realizado para la evaluación de reclutamiento coralino (Horta-Puga & Tello-Musi, 2009).

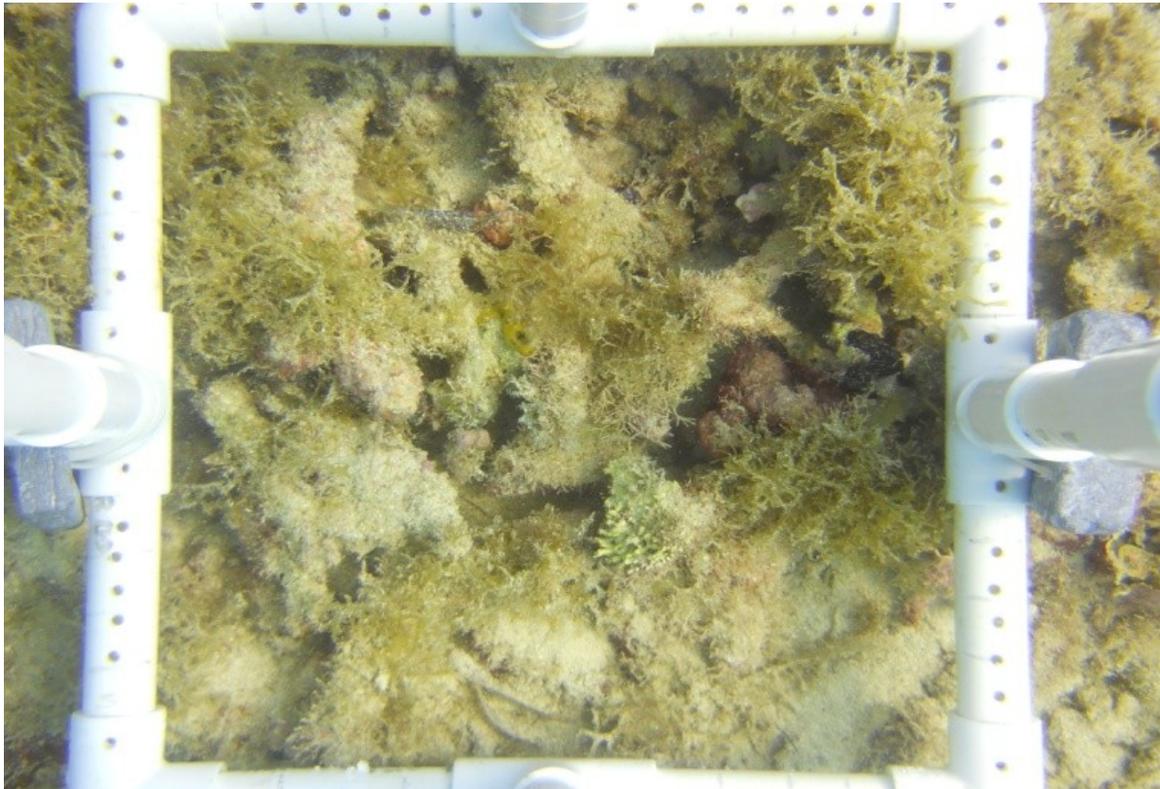


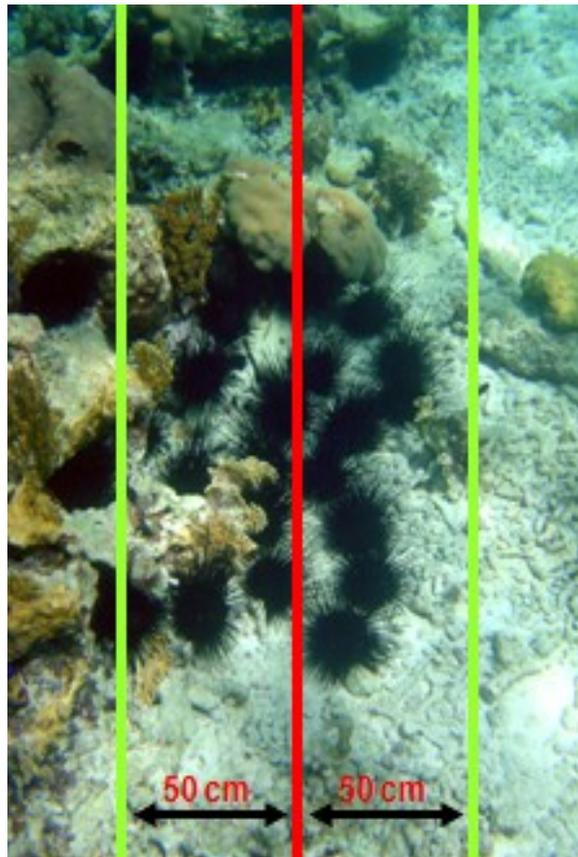
Figura 12. Fotocuadrante

2.4 Erizos Ramoneadores

Se estimó la densidad de los erizos *Echinometra* y *Diadema*, para lo cual se utilizaron transectos de 10 m de longitud, en los que se contaron todos los erizos ubicados a una distancia de 50 cm o menos de la línea del transecto, lo que implica un cuadrante en cinta de 10 m² por cada transecto (Horta-Puga & Tello-Musi, 2009; Fig. 13 y 14).



Figura 14. Muestreo de erizos ramoneadores.



Figuras 14. Cuadrante en cinta.

3.-Trabajo de gabinete

Para la realización de esta parte del trabajo se incluyeron tanto los datos obtenidos durante los muestreos realizados, como las bases de datos derivadas del proyecto de monitoreo del Sistema Arrecifal Veracruzano (GM005) por parte de la CONABIO proporcionadas por el por el Doctor Guillermo Horta-Puga responsable del proyecto y el Biólogo José Luis Tello-Musi.

Con la información obtenida en campo se construyeron bases de datos, posteriormente todas ellas fueron procesadas de la misma manera, los parámetros evaluados fueron:

- **3.1-Comunidad de corales hermatípicos:**
- Riqueza de especies
- Densidad
- Cobertura relativa
- Porcentaje de mortalidad
- Porcentaje de individuos enfermos
- Talla promedio
- Porcentaje de Tejido perdido por mortalidad parcial
- Índice de diversidad ecológica de Shannon-Weaver
- Índice de equitatividad de Pielou

Para estos cálculos se utilizaron las siguientes fórmulas:

- **Porcentaje de cobertura:**

$$(\Sigma LI \cdot 100) / LT$$

Donde:

ΣLI : Es la sumatoria de la longitud de intercepción.

LT: Es la longitud total de los transectos en cm.

- **Densidad coralina:**

General:

NC / LT

Donde:

NC: Número total de colonias muestreadas

LT: Longitud total que se calcula multiplicando el número de transectos usados en una campaña por la longitud de cada transecto, que fue una constante de 10m.

Por transecto:

NC/LTT

Donde:

NC: Número de colonias presentes a lo largo de un transecto.

LTT: Longitud total del transecto (10m).

- **Abundancia relativa por especie:**

$(NI \times 100) / NTI$

Donde:

NI: Número de individuos de una especie presentes en una campaña.

NTI: Número total de individuos muestreados en una campaña.

- **Porcentaje de Mortalidad parcial:**

$(NMP \times 100) / NTI$

Donde:

NMP: Número de individuos con mortalidad parcial en una campaña.

NTI: Número total de individuos muestreados en una campaña.

- **Tejido perdido por mortalidad parcial:**

$$\Sigma MP/TIMP$$

Donde:

ΣMP : Sumatoria de los porcentajes de afectación de mortalidad parcial.

TIMP: Total de individuos con mortalidad parcial.

- **Porcentaje de individuos enfermos:**

$$(NE \times 100)/NTI$$

Donde:

NE: Número total de individuos afectados por alguna enfermedad en una campaña de monitoreo.

NTI: Número total de individuos muestreados en una campaña.

- **Porcentaje de blanqueamiento:**

$$(NIB \times 100)/NTI$$

Donde:

NIB: Número total de individuos afectados por blanqueamiento en una campaña de monitoreo.

NTI: Número total de individuos muestreados en una campaña.

- **Índice de diversidad de Shannon-Weaver (H')**

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

Donde:

P_i : Proporción de la especie i en la muestra = n_i/N .

S : Número de especies de la muestra.

N : Número total de individuos de la muestra.

- **Índice de diversidad máxima (H' max):**

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

Donde:

Ln: Logaritmo natural.

Tsp: Total de especies registradas.

- **Índice de equitatividad de Pielou:**

$$E = H' / H'_{\max}$$

Donde:

H': Índice de diversidad de Shannon-Weaver.

H'_{\max}: Diversidad máxima.

3.2.-Reclutas coralinos:

Se consideró como reclutas coralinos a los individuos menores de 2 cm y como índice de reclutamiento, el número de reclutas por unidad de área, es decir su densidad. Se analizaron visualmente las fotografías con un software de procesamiento de imágenes en una pantalla de computadora, se eligieron las 120 mejores (número necesario para abarcar 5 m² de Bentos), es decir aquellas que cubrían las condiciones antes explicadas para la toma de las fotografías, en ellas se contabilizó el número de reclutas y la especie (o al menos el género) a la que pertenece.

Dicho análisis permitió conocer:

- Índice de reclutamiento (Densidad)

- La especie ó género con mayor índice de reclutamiento

Para conocer el índice de reclutamiento se utilizó la siguiente fórmula:

- **Densidad de reclutas coralinos:**

Primero se debe calcular el área total de los fotocuadrantes:

$$NFC \times ATFC$$

Donde:

NFC: Número total de fotocuadrantes de una campaña.

ATFC: Área total de un fotocuadrante, es una constante de 625cm.

Densidad:

$$NR/AT$$

Donde:

NR: Número total de reclutas en una campaña.

AT: Área total de los fotocuadrantes.

3.3.-Gremios algales:

Se analizaron los fotocuadrantes previamente seleccionados y se evaluó mediante estimación visual la cobertura en unidades porcentuales de cada grupo algal, invertebrados sésiles y área desnuda, así mismo se determino la cobertura de cada gremio algal y finalmente se determinó si existía dominancia de alguno de los gremios algales.

3.4.-Erizos ramoneadores:

- Densidad
- Abundancia
- Dominancia de Género (*Diadema y Echinometra*)

4.-Análisis estadístico

Una vez obtenidos los parámetros antes mencionados se aplicó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk a fin de conocer si los datos presentaban un comportamiento paramétrico o no paramétrico, posteriormente se procedió a realizar la prueba de Kruscall-Wallis, esta decisión se tomo de acuerdo con los criterios propuestos por Gómez-Gómez *et. al* (2003), a fin de determinar la existencia de diferencias estadísticamente significativas; lo anterior se realizo con ayuda del software estadístico Minitab 17, todos los resultados fueron graficados con ayuda del software Sigmaplot 13.0.

Resultados

Esfuerzo de muestreo

Se llevó a cabo el monitoreo del arrecife Anegada de Afuera durante un año, tanto los datos recabados en campo como los aportados por el Dr. Guillermo Horta Puga obtenidos como parte del proyecto CONABIO GM-005, titulado: "Sistema Arrecifal Veracruzano: Condición Actual y Programa Permanente de Monitoreo", fueron procesados del mismo modo y comparados para poder brindar así un panorama más amplio del estado en el que se encuentra este arrecife.

Durante el tiempo que se monitoreo dicho arrecife se recabaron datos de un total de 833 colonias de coral hermatípico muestreadas a lo largo de 95 transectos, se obtuvieron mediante el método del fotocuadrante un total de 840 fotografías que fueron analizadas posteriormente (Tabla 1).

Tabla 1. Esfuerzo de muestreo				
Campaña de monitoreo	Número de colonias muestreadas	Número de transectos	Número de fotocuadrantes	Fecha
C-01	125	11	120	30/09/2009
C-02	110	11	120	20/04/2010
C-03	102	10	120	21/10/2010
C-04	102	11	120	20/06/2011
C-05	86	8	120	11/12/2011
C-06	119	14	120	16/10/2012
C-07	189	13	120	18/03/2013
TOTAL	833	95	840	

Muestreo por Transectos (*Comunidad de corales hermatípicos*)

Riqueza específica

Durante los muestreos por transecto se observaron en promedio 20 especies de corales hermatípicos por campaña, lo cual representa el 55.6% del total de especies reportadas para el Sistema Arrecifal Veracruzano. Las especies que se presentaron con mayor frecuencia fueron: *Colpophyllia natans*, *Montastraea cavernosa*, *Orbicella annularis*, *Orbicella faveolata* y *Orbicella franksi*, cabe mencionar que estas especies se encontraron en todas las campañas de monitoreo (Tabla 2).

Se presentaron casos especiales como el de *Agaricia humilis* y *Agaricia lamarcki*, las cuales fueron reportadas únicamente durante la C-03 y *Mycetophyllia lamarckiana* y *Scolymia cubensis* reportadas únicamente durante la C-06 (Tabla 2).

El promedio general por campaña de monitoreo fue de 11 especies siendo la campaña C-07 la que mostró una riqueza específica mayor con un total de 13 especies; contrario a lo que se presentó durante la C-04 y C-05 en las cuales la riqueza específica fue de 10 especies (Tabla 2).

Tabla 2. Riqueza específica de corales hermatípicos.								
Campañas de monitoreo								
Especie	C-01	C-02	C-03	C-04	C-05	C-06	C-07	Frecuencia de aparición
<i>Agaricia agaricites</i>		*	*	*		*	*	5
<i>Agaricia humilis</i>			*					1
<i>Agaricia lamarcki</i>			*					1
<i>Colpophyllia natans</i>	*	*	*	*	*	*	*	7
<i>Leptoseris cuculata</i>	*						*	2
<i>Madracis decactis</i>				*	*	*		3
<i>Manicina areolata</i>		*			*		*	3
<i>Montastraea cavernosa</i>	*	*	*	*	*	*	*	7
<i>Mycetophyllia daniana</i>		*					*	2
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>						*		1
<i>Orbicella annularis</i>	*	*	*	*	*	*	*	7
<i>Orbicella faveolata</i>	*	*	*	*	*	*	*	7
<i>Orbicella franksi</i>	*	*	*	*	*	*	*	7
<i>Porites astreoides</i>		*	*	*		*	*	5
<i>Pseudodiploria clivosa</i>	*		*		*		*	4
<i>Pseudodiploria strigosa</i>	*	*	*	*	*			5
<i>Scolymia cubensis</i>						*		1
<i>Siderastrea radians</i>	*				*			2
<i>Siderastrea siderea</i>	*	*	*	*		*	*	6
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	*						*	2
Total	11	11	12	10	10	11	13	

Abundancia relativa

En términos generales los corales pertenecientes a los géneros: *Colpophyllia* (27.5%), *Montastraea* (12%) y *Orbicella* (50.1%) son los más abundantes, el porcentaje promedio de la abundancia de estos géneros corresponde al 89.5% del total (Tabla 3).

El orden descendente en cuanto al promedio de abundancia relativa por especie es el siguiente: *Colpophyllia natans* (27.4%), *Orbicella faveolata* (25.5%), *Orbicella franksi* (14.4%), *Montastraea cavernosa* (12%) y *Orbicella annularis* (10.2%).

Durante la C-02 y C-04 la especie más abundante fue *Colpophyllia natans*, mientras que en C-01, C-03, C-05 y C-06 fue *Orbicella faveolata* y en la C-07 *Orbicella franksi* (Tabla 3).

Tabla 3. Abundancia relativa de Corales hermatípicos (%)								
Campañas de monitoreo								
Especie	C-01	C-02	C-03	C-04	C-05	C-06	C-07	Promedio
<i>Agaricia agaricites</i>		0.9	2.9	1		0.8	3.2	1.8
<i>Agaricia humilis</i>			1					1
<i>Agaricia lamarcki</i>			1					1
<i>Colpophyllia natans</i>	25.6	30	23.5	40.2	23.3	25.2	23.8	27.4
<i>Leptoseris cuculata</i>	0.8						1.6	1.2
<i>Madracis decactis</i>				1	1.2	2.5		1.6
<i>Manicina areolata</i>		0.9			1.2		1.1	1.1
<i>Montastraea cavernosa</i>	12	15.5	13.7	7.8	14	10.1	11.1	12
<i>Mycetophyllia daniana</i>		0.9					0.5	0.7
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>						0.8		0.8
<i>Orbicella annularis</i>	6.4	18.2	14.7	7.8	4.7	5	14.3	10.2
<i>Orbicella faveolata</i>	32.8	19.1	28.4	30.4	27.9	26.9	12.7	25.5
<i>Orbicella franksi</i>	10.4	8.2	6.9	5.9	20.9	22.7	25.9	14.4
<i>Porites astreoides</i>		0.9	1	1		0.8	0.5	0.8
<i>Pseudodiploria clivosa</i>	1.6	4.5	4.9		1.2			3.1
<i>Pseudodiploria strigosa</i>	3.2		1	2	1.2		3.2	2.1
<i>Scolymia cubensis</i>						0.8		0.8
<i>Siderastrea radians</i>	0.8				4.7			2.8
<i>Siderastrea siderea</i>	5.6	0.9	1	2.9		4.2	1.6	2.7
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	0.8						0.5	0.65

Densidad

Con respecto al número de individuos/m el promedio general para este arrecife fue de 1.07 ± 0.2 Ind/m y se observó de manera general que las especies que mostraron una mayor densidad fueron *Colpophyllia natans* durante la C-02 (3.3 Ind/m) y C-04 (4.1 Ind/m) y *Orbicella faveolata* durante la C-01 (4.1 Ind/m), C-03 (2.9 Ind/m), C-05 (2.4 Ind/m) y C-06 (3.5 Ind/m) (Tabla 4).

La densidad mayor se reportó durante la C-07 cuando el valor promedio para este parámetro fue 1.5 Ind/m (Fig. 15), durante esta campaña a diferencia de lo que se había observado durante las otras fue *Orbicella franksi* la especie con mayor densidad (4.9 Ind/m), a pesar de que se observaron diferencias entre las campañas el análisis estadístico muestra que no son significativas (Kruskal-Wallis: $H=9.38$ (6, $N=78$) $p>0.05$).

Tabla 4. Densidad de corales hermatípicos por especie y por campaña (Ind. /m)

Campañas de monitoreo							
Especie	C-01	C-02	C-03	C-04	C-05	C-06	C-07
<i>Agaricia agaricites</i>		0.1	0.3	0.1		0.1	0.6
<i>Agaricia humilis</i>			0.5				
<i>Agaricia lamarcki</i>			0.1				
<i>Colpophyllia natans</i>	3.2	3.3	2	4.1	2	2.9	4.1
<i>Leptoseris cuculata</i>	0.1						0.3
<i>Madracis decactis</i>				0.1	0.2	0.3	
<i>Manicina areolata</i>		0.1			0.1		0.2
<i>Montastraea cavernosa</i>	1.5	1.7	1.4	0.8	1.2	1.2	1.9
<i>Mycetophyllia daniana</i>		0.1					0.1
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>						0.1	
<i>Orbicella annularis</i>	0.8	2	1.5	0.8	0.4	0.6	2.7
<i>Orbicella faveolata</i>	4.1	2.1	2.9	3.1	2.4	3.5	2.3
<i>Orbicella franksi</i>	1.3	1	0.7	0.6	1.8	2.4	4.9
<i>Porites astreoides</i>		0.1	0.1	0.1		0.1	0.1
<i>Pseudodiploria clivosa</i>	0.2		0.5		0.1		
<i>Pseudodiploria strigosa</i>	0.4	0.5	0.1	0.2	0.1		0.5
<i>Scolymia cubensis</i>						0.1	
<i>Siderastrea radians</i>	0.1				0.4		
<i>Siderastrea siderea</i>	0.7	0.1	0.1	0.3		0.5	0.3
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	0.1						0.1
Total	12.5	11.1	10.2	10.2	8.7	11.8	18.1
Número de transectos	11	11	10	11	8	14	13
Densidad por campaña	1.1±0.5	1.0±0.3	1.02±0.5	0.9±0.3	1.1±0.2	0.9±0.5	1.5±0.5
Promedio general :1.07±0.2 Ind/m							

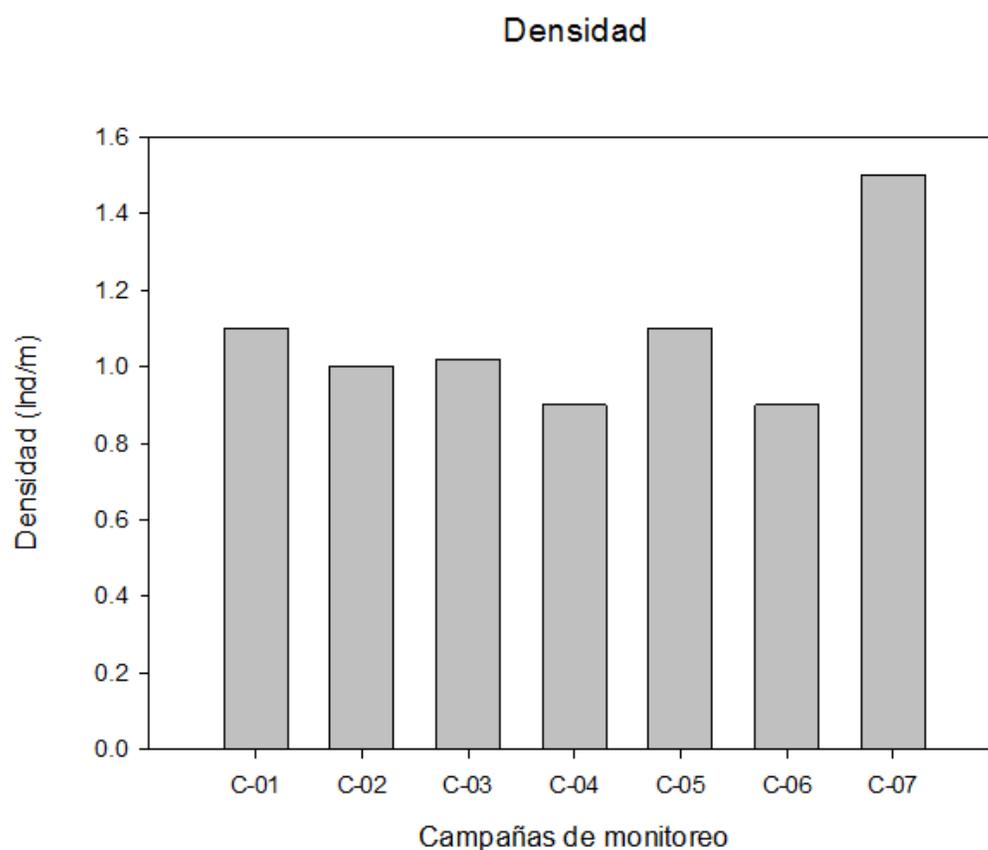


Figura 15. Densidad de corales por campaña (Ind/m).

Cobertura

La cobertura promedio total para este arrecife es de $30.8\% \pm 2.6$ (Tabla 5) siendo la C-07 la campaña que presentó el valor más alto para este parámetro con una cobertura del 36.6% y la C-06 la campaña con el menor valor con un 20.5% (Fig. 16).

Tabla 5. Porcentaje de cobertura en las campañas de monitoreo	
Campaña	% de Cobertura
C-01	33.5 ± 14.9
C-02	36.2 ± 17.5
C-03	36.5 ± 21
C-04	23.5 ± 14.3
C-05	28.8 ± 10.2
C-06	20.5 ± 14.1
C-07	36.6 ± 17.8
Promedio	30.8 ± 2.6

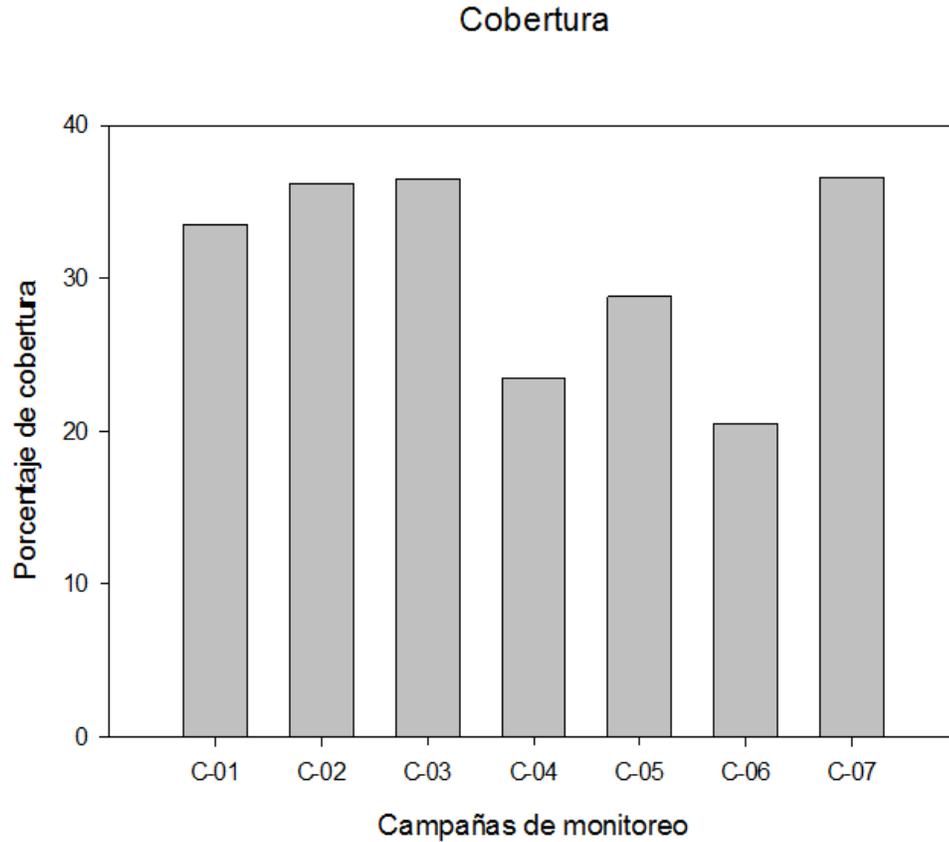


Figura 16. Cobertura de coral general por campaña.

Este parámetro presentó variaciones dependiendo de las especies que se presentaron en cada campaña de monitoreo, siendo en la C-01, C-05 y C-06 *Orbicella faveolata* las especie con mayor cobertura (31.5%,30.2% y 34.4% respectivamente) y *Orbicella annularis* en la C-02, C-03 y C-07 (36.1%, 44.6 % y 29% respectivamente; Tabla 6). A pesar de los cambio observados la prueba de Kruskal-Wallis reveló que no existen diferencias estadísticamente significativas ($H=10.51$, (6, $N=78$), $p>0.05$).

Tabla 6. Porcentaje de Cobertura por especie.

Especie	Campañas de monitoreo						
	C-01	C-02	C-03	C-04	C-05	C-06	C-07
<i>Agaricia agaricites</i>		0.1	0.3	0.1		0.1	0.5
<i>Agaricia humilis</i>			0.1				
<i>Agaricia lamarcki</i>			0.3				
<i>Colpophyllia natans</i>	26.5	28.8	16.4	40.1	15.2	20.6	22.9
<i>Leptoseris cuculata</i>	0.4						0.3
<i>Madracis decactis</i>				0.1	0.04	0.5	
<i>Manicina areolata</i>		0.1			0.4		0.8
<i>Montastraea cavernosa</i>	9.3	8.5	7.9	2.7	8.7	6.8	7
<i>Mycetophylia daniana</i>		0.3					0.3
<i>Mycetophylia lamarckiana</i>						0.2	
<i>Orbicella annularis</i>	15.5	36.1	44.6	11	11.3	11.9	29
<i>Orbicella faveolata</i>	31.5	16.4	22.3	32	30.2	34.4	11.8
<i>Orbicella franksi</i>	11.2	7.1	5.7	12.2	28.5	21.3	22.3
<i>Porites astreoides</i>		0.1	0.1	0.1		0.3	0.2
<i>Pseudodiploria clivosa</i>	0.5		1.2		0.4		
<i>Pseudodiploria strigosa</i>	1.9	2.3	0.3	0.6	0.4		3.7
<i>Scolymia cubensis</i>						0.2	
<i>Siderastrea radians</i>	0.2				4.8		
<i>Siderastrea siderea</i>	3	0.1	0.8	1.3		3.8	1.1
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	0.1						0.1

Diversidad ecológica

Durante los cinco años que se monitoreo el arrecife la diversidad ecológica (Índice de Shannon-Weaver) mostró valores relativamente altos, siendo el promedio general de 1.82 Bits/Ind, presentándose el mayor valor de diversidad en la C-03 (1.91 Bits/Ind) y C-07 (1.96 Bits/Ind), mientras que el más bajo se reportó durante la C-04 (1.62 Bits/Ind; Tabla 7).

Campaña	H'	H' max
C-01	1.83	3.46
C-02	1.83	3.46
C-03	1.91	3.58
C-04	1.62	3.32
C-05	1.79	3.32
C-06	1.81	3.46
C-07	1.96	3.7
Promedio	1.82	3.47

Equitatividad

En cuanto al índice de equitatividad (Índice de Pielou) el promedio general fue de $E=0.52$, siendo la C-05 (0.54), la campaña en las que se reporta el valor más alto, mientras que el más bajo fue el encontrado durante la C-04 (0.49; Tabla 8).

Tabla 8. Índice de equitatividad de Pielou	
Campaña	E
C-01	0.53
C-02	0.53
C-03	0.53
C-04	0.49
C-05	0.54
C-06	0.52
C-07	0.53
Promedio	0.52

Talla

La talla promedio general de este arrecife fue de $24.1 \text{ cm} \pm 2.1$ (Tabla 9), sin embargo esta no fue constante, se reportaron variaciones desde la talla promedio más pequeña observada durante la C-06 (20.8 cm), hasta la talla más grande que se presentó durante la C-03 (27.8 cm; Fig. 17).

Tabla 9. Talla de corales hermatípicos (cm)	
Campaña	Talla promedio
C-01	23.7 ± 7.4
C-02	26.4 ± 6.1
C-03	28 ± 8.3
C-04	22.4 ± 5.2
C-05	23.1 ± 3.2
C-06	23 ± 5.8
C-07	22.2 ± 5.8
Promedio	24.1 ± 2.1

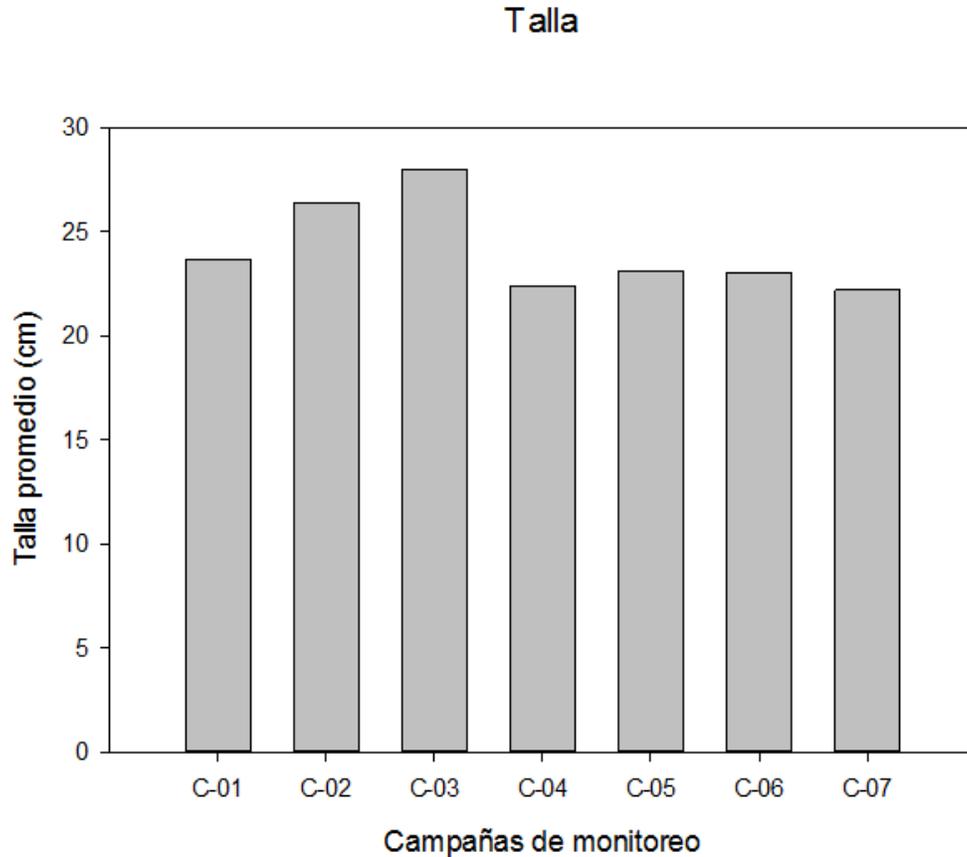


Figura 17. Talla promedio en cm para las campañas de monitoreo.

Las variaciones en cuanto a la talla también se presentan de una especie a otra, se encontró que la especie de mayor talla que habita en este arrecife es *Orbicella annularis* con una talla promedio de 50.7 cm, seguida de *Orbicella franksi* con una talla promedio de 30.05 cm y *Orbicella faveolata* con una talla promedio de 24.5 cm (Tabla 10).

Sin embargo las variaciones observadas no representan diferencias estadísticamente significativas (Kruskal-Wallis: $H=8.63$, (6, $N=78$), $p>0.05$).

Tabla 10. Relación especie-talla (cm)								
Especie	C-01	C-02	C-03	C-04	C-05	C-06	C-07	Promedio
<i>Agaricia agaricites</i>		2.7	1.5	1		1.7	2	2
<i>Agaricia humilis</i>			1.5					1.5
<i>Agaricia lamarcki</i>			19.4					19.4
<i>Colpophyllia natans</i>	21.1	22.3	19.9	19	17.5	19.6	20.3	20
<i>Leptoseris cuculata</i>	5.7						2.6	4.2
<i>Madracis decactis</i>				1.4	1.4	3.1		2
<i>Manicina areolata</i>		3.5			7.5		13.2	8.1
<i>Montastraea cavernosa</i>	17.3	19.8	19.8	13.5	17.5	14.1	19.2	17.3
<i>Mycetophyllia daniana</i>		3.5						3.5
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>						2.7	11.7	7.2
<i>Orbicella annularis</i>	62.2	44.3	61.1	33.9	50.5	54.9	47.3	50.6
<i>Orbicella faveolata</i>	24.6	27.2	28.2	27.2	22	23.4	19.1	24.5
<i>Orbicella franksi</i>	30.5	32.7	32.8	40	34	20	20.7	30.1
<i>Porites astreoides</i>		2.7	4.2	2		4.4	5.9	3.84
<i>Pseudodiploria clivosa</i>	7.8		6.3		6.5			7
<i>Pseudodiploria strigosa</i>	10.4	12.4	26.7	17.3	8.5		23.2	16.4
<i>Scolymia cubensis</i>						2.4		2.4
<i>Siderastrea radians</i>	4.7				18.5			11.6
<i>Siderastrea siderea</i>	12.1	4.2	20	17.5		16	12.3	13.7
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	3.2						4.2	3.7

Mortalidad parcial

El porcentaje de individuos afectados por esta condición vario entre los monitoreos y fue en promedio general de 55.4% (Tabla 11), siendo el mayor valor el reportado durante la C-03 (69.6%) y el menor el observado durante la C-05 (40.7%; Fig. 18), las variaciones observadas no son estadísticamente significativas (Kruskal-Wallis: $H=17.77$, (6, $N=78$), $p>0.05$).

Tabla 11. Mortalidad parcial (%)	
Campaña	MP
C-01	61.6
C-02	61.8
C-03	69.6
C-04	54.9
C-05	40.7
C-06	47.9
C-07	51.3
Promedio	55.4

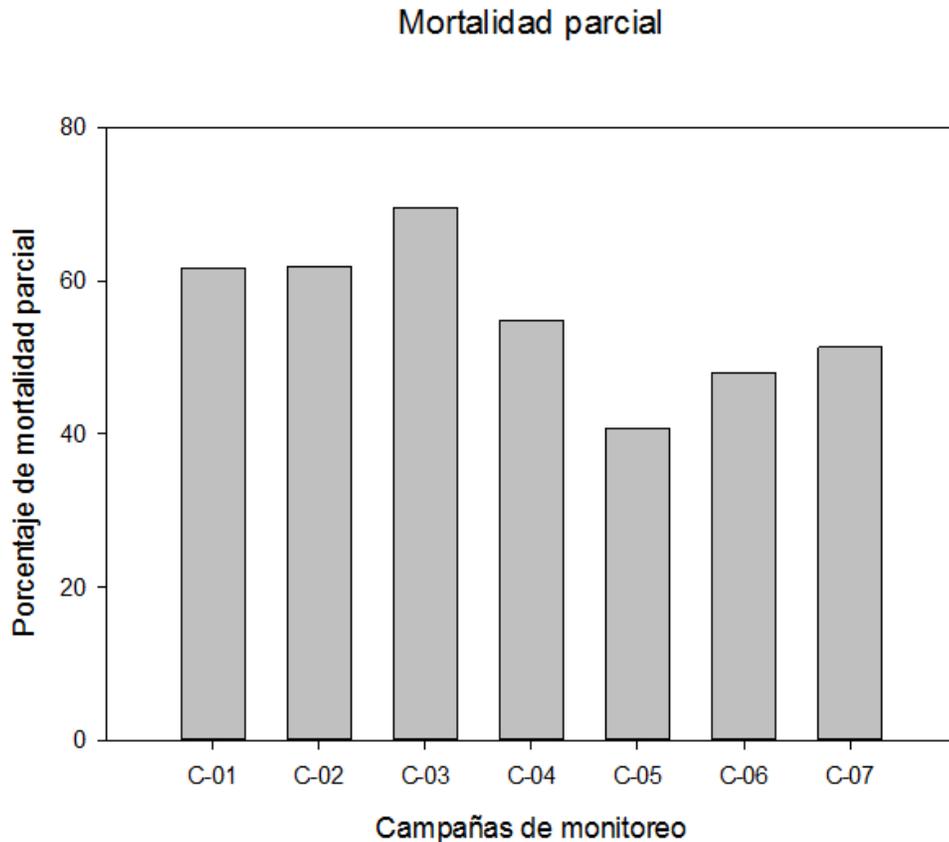


Figura 18. Porcentaje de mortalidad parcial en las campañas de monitoreo.

Así mismo se observó que no todas las especies presentes durante los monitoreos se encontraban con esta condición, de manera general *Colpophyllia natans* es la especie que presentó mayor número de individuos con mortalidad parcial (99%), seguida por los organismos pertenecientes a los géneros *Montastraea* y *Orbicella*, quienes presentaron un porcentaje de afectación menor al de *Colpophyllia natans* pero mayor al resto de las especies, siendo el orden descendente en cuanto al porcentaje de individuos afectados el siguiente: *Orbicella faveolata* (92.2%), *Orbicella franksi* (61.1%), *Orbicella annularis* (55%), *Montastraea cavernosa* (53.5%; Tabla 12).

Contrario a lo que se observó en las especies antes mencionadas hubo algunas otras que no presentaron dicha condición como son: *Agaricia agaricites*, *Agaricia humilis*, *Leptoseris cuculata*, *Mycetophyllia daniana*, *Mycetophyllia lamarckiana*, *Scolymia cubensis* y *Siderastrea radians* (Fig. 19).

Tabla 12. Porcentaje de mortalidad parcial por especie .

Especie	C-01	C-02	C-03	C-04	C-05	C-06	C-07	Total
<i>Agaricia agaricites</i>								
<i>Agaricia humilis</i>								
<i>Agaricia lamarcki</i>			1					1
<i>Colpophyllia natans</i>	17.6	18.2	12.7	19.6	3.5	16.8	10.6	99
<i>Leptoseris cuculata</i>								
<i>Madracis decactis</i>						0.8		0.8
<i>Manicina areolata</i>							0.5	0.5
<i>Montastraea cavernosa</i>	7.2	10.9	9.8	4.9	4.7	3.4	12.7	53.5
<i>Mycetophilia daniana</i>								
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>								
<i>Orbicella annularis</i>	5.6	12.7	13.7	7.8	3.5	4.2	7.4	55
<i>Orbicella faveolata</i>	17.6	10	19.6	12.7	15.1	13.4	3.7	92.2
<i>Orbicella franksi</i>	9.6	7.3	5.9	5.9	11.6	7.6	13.2	61.1
<i>Porites astreoides</i>							0.5	0.5
<i>Pseudodiploria clivosa</i>			4.9					4.9
<i>Pseudodiploria strigosa</i>	1.6	1.8	1	1			1.6	7
<i>Scolymia cubensis</i>								
<i>Siderastrea radians</i>								
<i>Siderastrea siderea</i>	2.4	0.9	1	2.9	2.3	1.7	0.5	11.8
<i>Stephanocoenia intersepta</i>							0.5	0.5

**Mortalidad parcial
(Promedio por especie)**

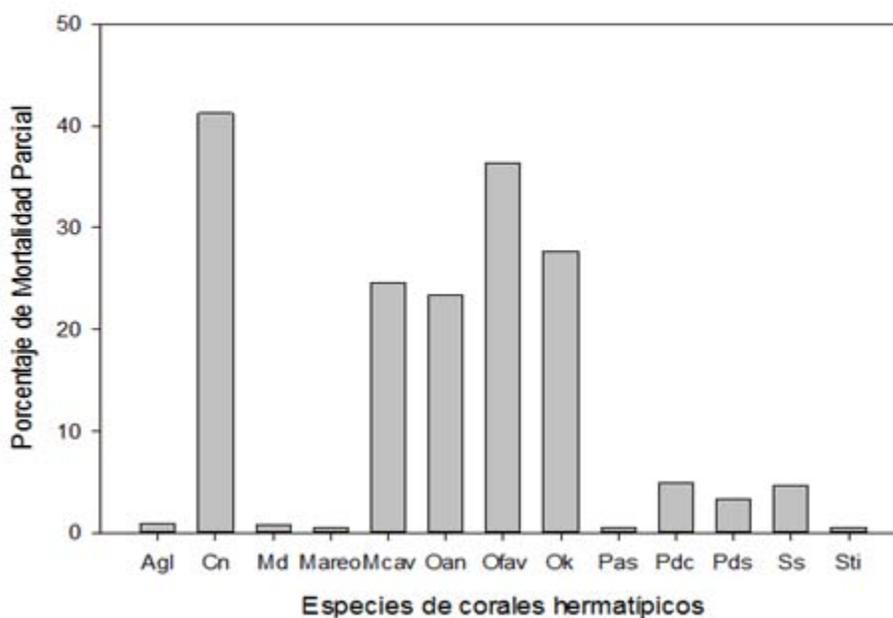


Figura. 19. Porcentaje de mortalidad parcial por especie.

Agaricia lamarcki (Agl), *Colpophyllia natans* (Cn), *Madracis decactis* (Md), *Manicina areolata* (Mareo), *Montastraea cavernosa* (Mcav), *Orbicella annularis* (Oan), *Orbicella faveolata* (Ofav), *Orbicella franksi* (Ok), *Porites atreoides* (Pas), *Pseudodiploria clivosa* (Pdc), *Pseudodiploria strigosa* (Pds), *Siderastrea siderea* (Ss) y *Stephanocoenia intersepta* (Sti).

De las colonias afectadas por mortalidad parcial el 97.2% presentaron mortalidad añeja y solo el 2.72% tuvieron mortalidad reciente.

Tejido perdido por mortalidad parcial

Debido a la afectación de la condición antes mencionada se ha observado que las colonias de coral pierden en promedio general en este arrecife el $26.6\% \pm 3$ de su tejido (Tabla 13), el porcentaje de tejido perdido por mortalidad parcial más alto se reportó durante la C-04 (32.9%) y el menor fue durante la C-06 (22.3%) (Fig. 20), algunas especies pierden un mayor porcentaje de tejido que otras, resultando así que la especie que pierde un mayor porcentaje de su tejido es *Orbicella annularis* (48%), seguida de *Colpophyllia natans* (41.8%), *Orbicella faveolata* (40.8%) y *Orbicella franksi* (25.7%), dichos porcentajes son mayores a los que presentan el resto de las especies con dicha afección (Fig. 21), a pesar de estas observaciones el análisis estadístico muestra que no existen diferencias significativas para este parámetro ($H=6.46$, (6, $N=78$) $p>0.05$).

Tabla 13. Tejido perdido por mortalidad parcial	
Campaña	T-MP
C-01	23 ± 19.6
C-02	31.7 ± 29
C-03	24.4 ± 20.5
C-04	32.9 ± 27.8
C-05	28.4 ± 23.8
C-06	22.3 ± 18.6
C-07	23.6 ± 20.4
Total	26.6 ± 3

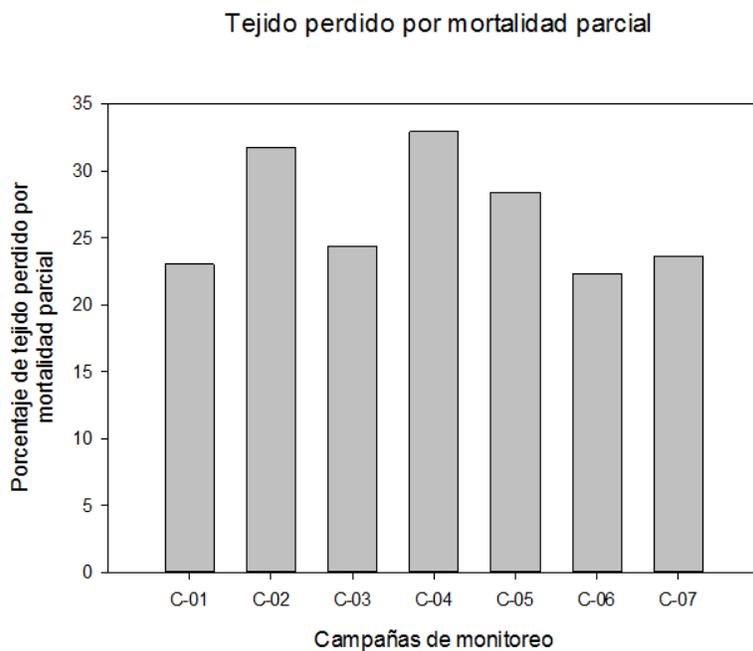


Figura.20. Porcentaje de tejido coralino perdido por mortalidad parcial en las campañas de monitoreo.

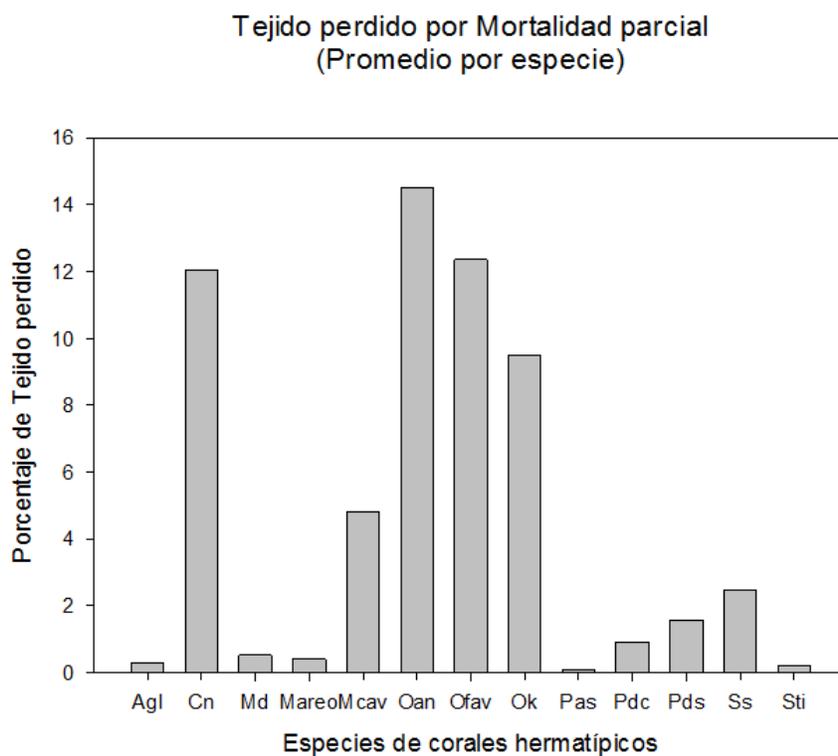


Figura 21. Porcentaje de tejido coralino perdido por mortalidad parcial, promedio por especie.

Agaicia lamarcki (Agl), *Colpophyllia natans* (Cn), *Madracis decactis* (Md), *Manicina areolata* (Mareo), *Orbicella annularis* (Oan), *Orbicella Faveolata* (Ofav), *Orbicella franksi* (Ok), *Porites atreoides* (Pas), *Pseudodiploria clivosa* (Pdc), *Pseudodiploria srtigosa* (Pds), *Siderastea sidérea* (Ss) y *Stephanocoenia intercepta* (Sti).

Enfermedades

Se encontró que en promedio general el 4.3% de colonias monitoreadas presentaron alguna enfermedad siendo la C-04 la campaña con un mayor número de individuos enfermos 10.8%, mientras que durante la C-07 solo el 1.6% de los individuos muestreados estuvieron enfermos (Fig. 22), las variaciones entre las campañas resultan no ser estadísticamente significativas ($H=7.14$ (6, $N=78$), $p>0.005$)

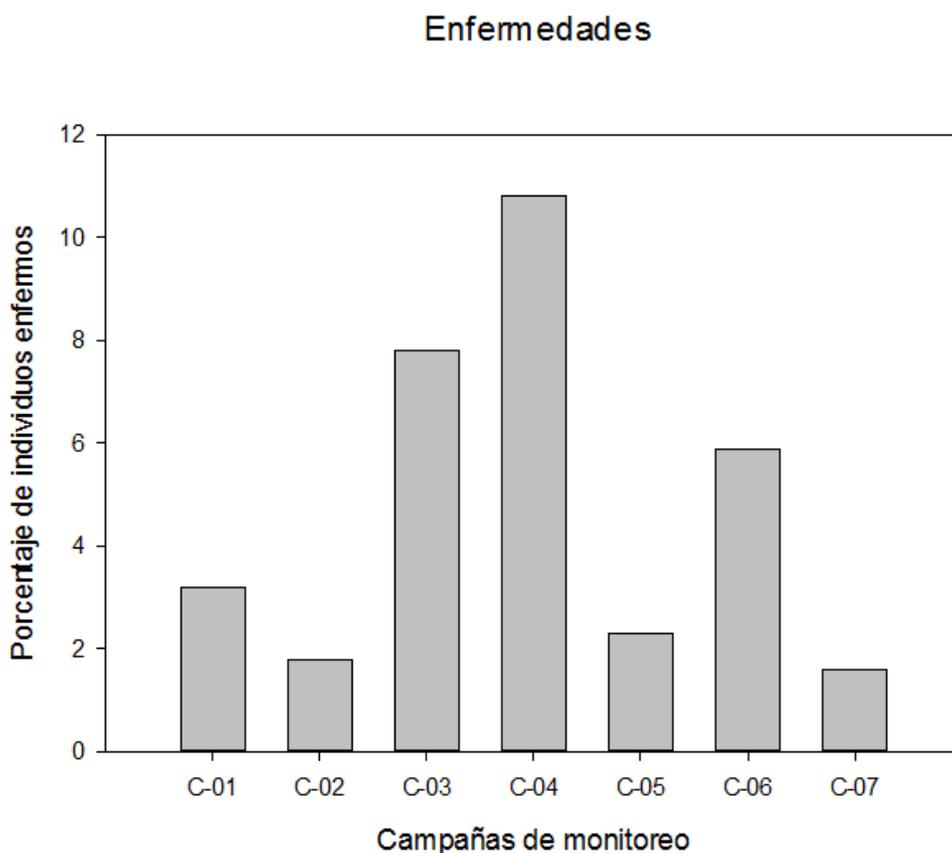


Figura 22. Porcentaje de individuos enfermos en las campañas de monitoreo.

Se observó que algunas especies no presentaron ningún individuo enfermo durante el tiempo que se monitoreó el arrecife, mientras que algunas otras sí fueron afectadas por las enfermedades como *Orbicella faveolata* que presentó en total 1.20% de individuos enfermos seguida de *Siderastrea siderea* (0.84%) y *Orbicella annularis* (0.72%; Fig. 23).

Enfermedades (Por especie)

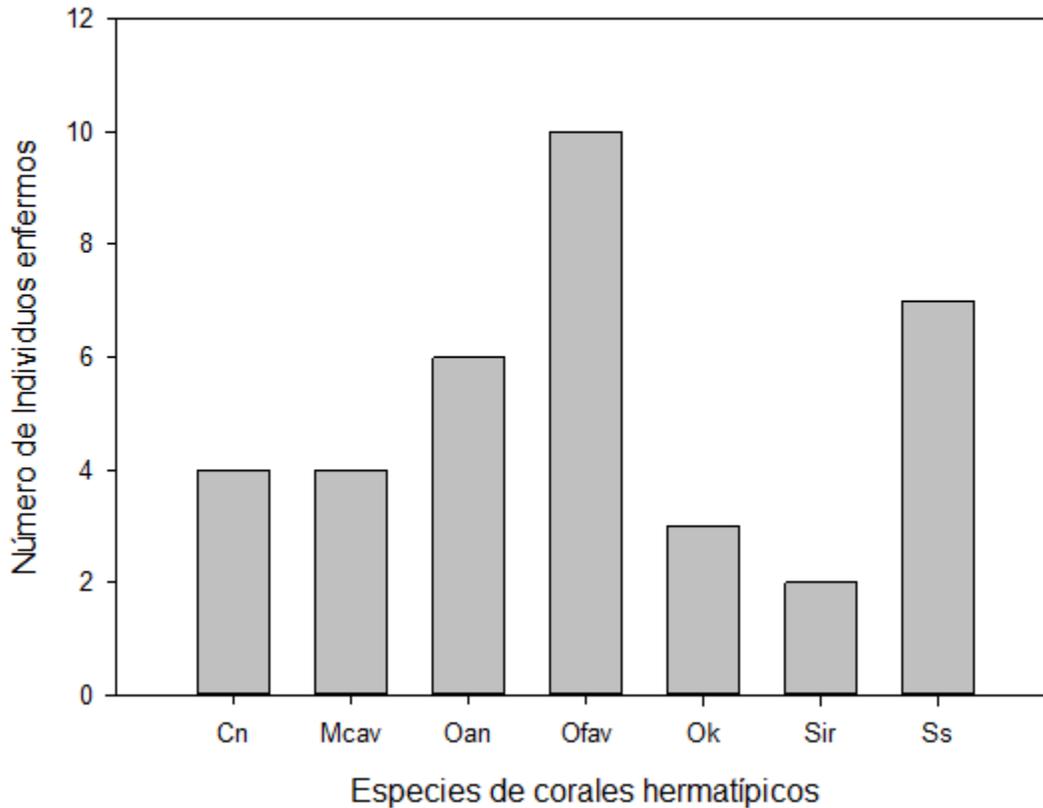


Figura 23. Especies afectadas por las enfermedades coralinas.

Colpophyllia natans (Cn), *Montastraea faveolata* (Mfav), *Orbicella annularis* (Oan), *Orbicella Faveolata* (Ofav), *Orbicella franksi* (Ok), *Siderastrea radians* (Sir) y *Siderastrea sidérea* (Ss).

Siendo *Siderastrea radians* la especie menos afectada por las enfermedades reportadas ya que solo 0.24% de los individuos muestreados para esta especie presentaron alguna enfermedad.

En este arrecife se encontraron seis de las 11 enfermedades reportadas para el SAV y estas estuvieron presentes de la siguiente manera (Fig. 24):

Banda amarilla

Se presentó en tres individuos, este incidente se reportó únicamente durante la C-06.

Banda negra

Afectó al 20% de las especies que habitan este arrecife y se presentó en 0.8% de los individuos monitoreados.

Banda roja

Se presentó únicamente en 0.1% de los individuos monitoreados y afectó al 5% de las especies siendo *Orbicella faveolata* la única especie afectada, con un porcentaje de afectación de 0.1%

Lunares blancos

Se presentó únicamente en 0.1% de los individuos monitoreados y afectó al 5% de las especies reportadas para el arrecife, siendo *Orbicella faveolata* la única especie afectada, con un porcentaje de afectación de 0.1%

Mancha negra

Esta enfermedad se presentó en 1.6 % de los individuos muestreados y afectó al 20% de las especies reportadas para este arrecife.

Plaga blanca

Se presentó en 1.3 % de los individuos monitoreados y afectó a 20% de las especies reportadas para el arrecife, siendo *Orbicella annularis* la especie más afectada con un 0.6% de individuos enfermos.

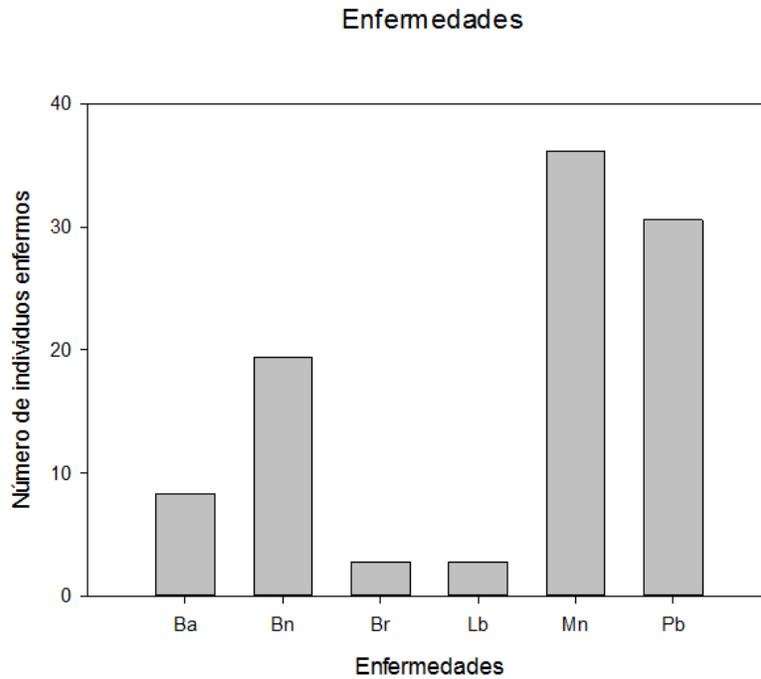


Figura 24. Afectación de las enfermedades.

Banda amarilla (Ba), Banda negra (Bn), Banda roja (Br), Lunares (Lb), Mancha negra (Mn) y Plaga blanca (Pb).

Blanqueamiento

El fenómeno de blanqueamiento afectó a 5.5% del total de los individuos monitoreados (Tabla 14). El mayor porcentaje de individuos afectados se observó durante la C-03 (7.8%), mientras que el menor fue durante la C-02 (1.8 %; Fig. 25)

Campaña	% de Individuos blanqueados
C-01	7.2
C-02	1.8
C-03	7.8
C-04	2
C-05	7
C-06	6.7
C-07	6.3
Promedio	5.5

A pesar de las diferencias observadas entre las campañas de monitoreo estas no son estadísticamente significativas ($H=4.47$, (6, $N=78$), $p>0.05$).

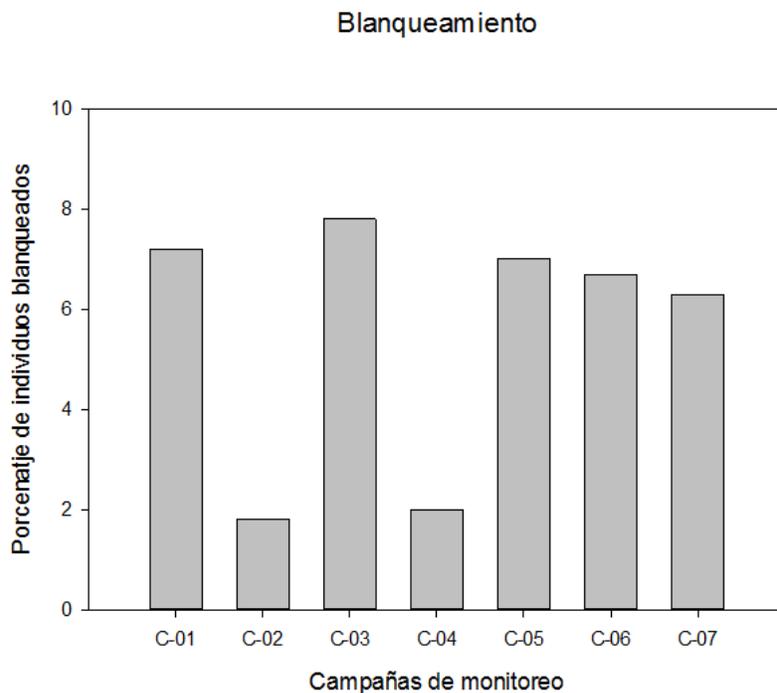


Figura 25. Porcentaje de blanqueamiento.

Se observó que algunas especies son más afectadas por este fenómeno que otras, resultando de esta observación que *Orbicella franksi* es la especie más afectada ya que 20.8% del total de individuos monitoreados para esta especie presentaron esta condición, seguida de *Orbicella faveolata* (7.5%), *Colpophyllia natans* (7.1%), *Orbicella annularis* (6.8%), *Siderastrea siderea* (6.3%) y *Montastraea cavernosa* (2 %), el resto de las especies reportadas para este arrecife no fueron afectadas por este fenómeno (Fig.26).

Blanqueamiento por especie

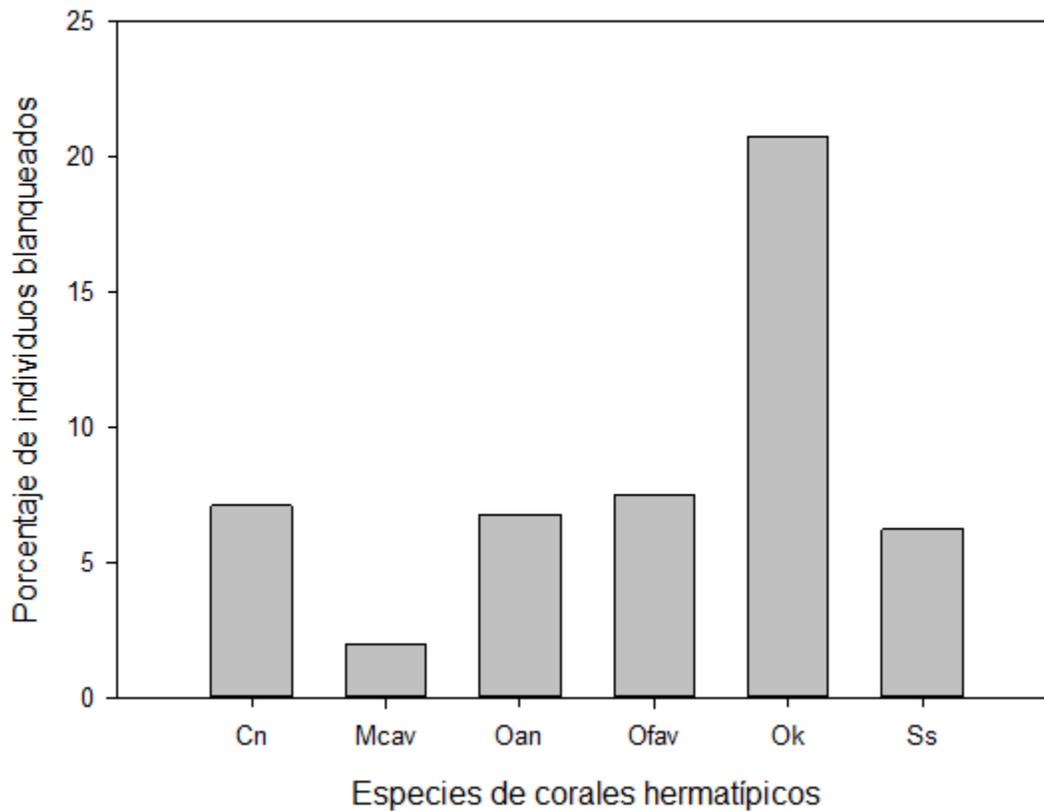


Figura 26. Porcentaje de blanqueamiento por especie.

Colpophyllia natans (Cn), *M. ontastrea faveolata* (Mfav), *Orbicella annularis* (Oan), *Orbicella Faveolata* (Ofav), *Orbicella franki* (Ok), *Siderastrea radians* (Sir) y *Siderastrea sidérea* (Ss).

Tabla 15. Resumen de los parámetros ecológicos del arrecife Anegada de Afuera en un periodo de cinco años.												
Campaña	RI #	DC Ind./m	Cob. %	DR Ind./m ²	H'	H' max.	E	MP	T-MP	Enf.	Blanq.	Talla cm
C-01	11	1.1±0.5	33.5±14.9	0.1	1.83	2.4	0.76	61.6	23±19.6	3.2	7.2	23.7±7.4
C-02	11	1±0.3	36.2±17.5	3.2	1.83	2.4	0.76	61.8	31.7±29	1.8	1.8	26.4±6.1
C-03	12	1.02±0.5	36.5±21	0.5	1.91	2.4	0.8	69.6	24.4±20.5	7.8	7.8	28±8.3
C-04	10	0.9±0.3	23.5±14.3	0.1	1.62	2.4	0.68	54.9	32.9±27.8	10.8	2	22.4±5.2
C-05	10	1.1±0.2	28.8±10.2	0.5	1.79	2.3	0.78	40.7	28.4±23.8	2.3	7	23.1±5.8
C-06	11	0.9±0.5	20.5±14.1	0.3	1.81	2.4	0.75	47.9	22.3±18.6	5.9	6.7	23±5.8
C-07	13	1.5±0.5	36.6±17.8	1.1	1.96	2.56	0.76	51.3	23.6±20.4	1.6	6.3	22.2±5.8
Promedio	11.14	1.07±0.2	30.8±2.6	0.8±1	1.8	2.4	0.8	55.4±9	26.6±3	4.8±3.3	5.5±2.3	24.1±2.1

RI=Riqueza específica, DC=Densidad, Cob.=Cobertura, DR=Densidad de Reclutas, H'=Diversidad, H' max.=Diversidad máxima, E=Índice de equitatividad, MP=Mortalidad Parcial, T-MP=Tejido perdido por mortalidad parcial, Enf.=Enfermedades, Blanq.=Blanqueamiento.

- **Muestreo por fotocuadrantes**

Reclutamiento coralino

La densidad de reclutas promedio fue de 0.84 Ind. / m² (Tabla 16), siendo en la C-02 la campaña en la que se encontró el mayor porcentaje de reclutamiento y las campañas con menor porcentaje de reclutamiento fueron la C-01 y C-04 (0.1 Ind/m, cada una; Fig. 27). A pesar de existir diferencias entre las campañas de monitoreo estas no resultan ser estadísticamente significativas (H=2, (6, N=78), p>0.05)

CAMPAÑA	Ind./m²
C-01	0.1
C-02	3.2
C-03	0.5
C-04	0.1
C-05	0.5
C-06	0.3
C-07	1.1
Promedio	0.8

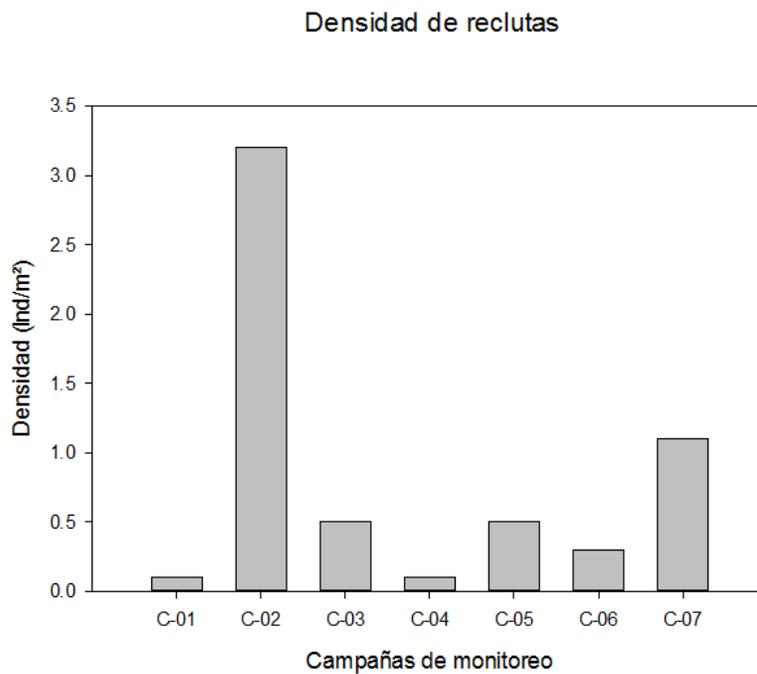


Figura 27. Densidad de reclutas, promedio por campaña.

Se encontraron reclutas pertenecientes a cuatro géneros, siendo entre estos *Colpophyllia* el que presentó mayor densidad de reclutas (0.34 Ind. /m²), equivalente a 40.91% del total de reclutas; seguido de *Agaricia* (0.32 Ind./ m²), *Siderastrea* (0.11 Ind./ m²) y finalmente *Orbicella* (0.06 Ind./ m²; Fig. 28).

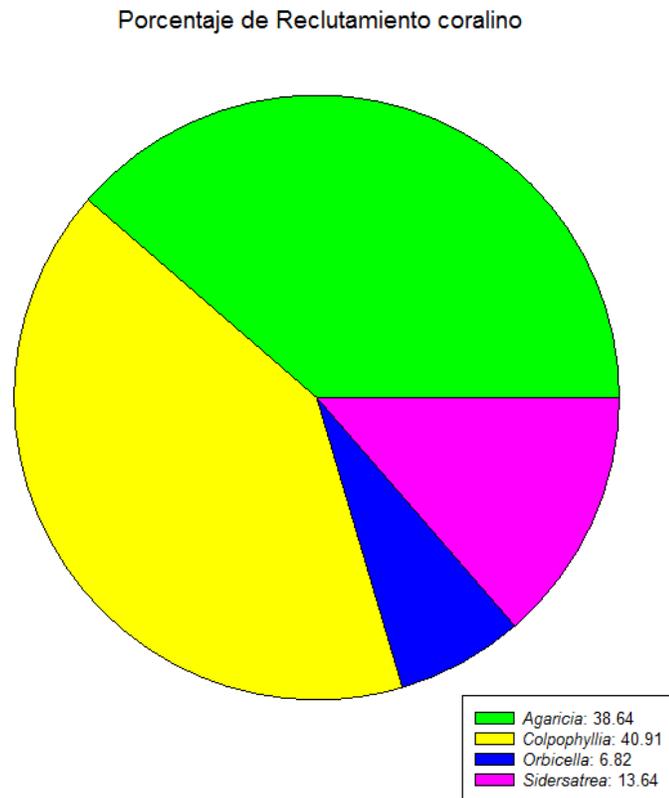


Figura 28. Porcentaje de reclutamiento de acuerdo con los géneros identificados.

Gremios algales

El sustrato disponible para el asentamiento de poblaciones distintas a la comunidad de corales resultó ser en promedio general del 69.2%, tras analizar visualmente los fotocuadrantes se observó que este es ocupado en su mayoría por las algas marinas de las que se distinguieron tres grupos: macroalgas, algas coralinas y algas filamentosas, estos grupos presentaron variaciones a lo largo del periodo de monitoreo que resultan ser estadísticamente significativas ($p > 0.05$). Además de roca coralina que es utilizada por los reclutas como sustrato de fijación, arena y una categoría denominada otros en

la que se ubica a todos los invertebrados marinos no pertenecientes a la comunidad coralina (Fig. 29)

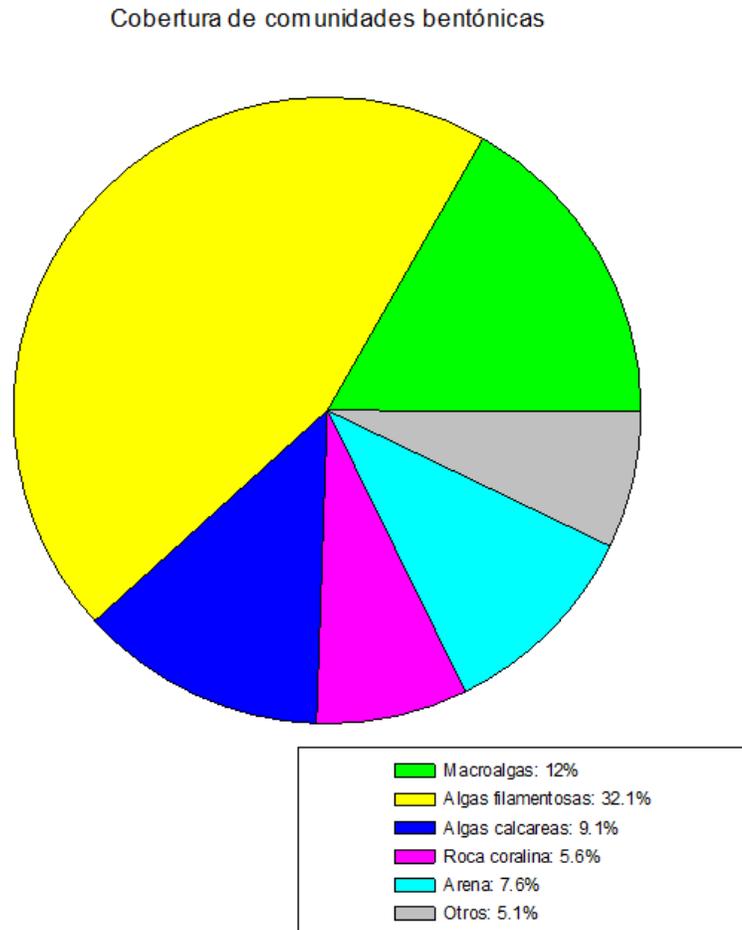


Fig. 29. Cobertura del fondo marino.

Se observó que las algas filamentosas son el gremio que ocupó un mayor porcentaje del sustrato disponible (32.4%), seguido de las macroalgas (11.3%), la arena (8.9%), las algas calcáreas (8.7%), la roca coralina (6.8%) y finalmente los invertebrados marinos (3.6%; Tabla 17).

Por otro lado se observaron variaciones en cuanto a la cobertura de las poblaciones bentónicas evaluadas en los fotocuadrantes, pero a pesar de dichas variaciones resultó haber una marcada dominancia de las algas filamentosas en casi todos las campañas excepto en la C-05 durante la cual fue mayor la cobertura de arena (Fig. 30).

Tabla. 17. Cobertura relativa de gremios algales en sustrato arrecifal libre de coral vivo ($\% \pm 1\alpha$)						
Campaña	Macroalgas	Algas Filamentosas	Algas Calcáreas	Roca Coralina	Arena	Otros
C-01	7.9 ± 10.7	51.8 ± 20.2	20 ± 16.8	0.3 ± 2.5	21.8 ± 13.4	5 ± 3.7
C-02	33 ± 22.6	35.8 ± 28.5	12.4 ± 7.4	13.6 ± 14.4	17.1 ± 6.9	4 ± 3.7
C-03	7.7 ± 12	71.5 ± 26	12.1 ± 14	5.1 ± 13	4.2 ± 4	2.1 ± 3
C-04	14.5 ± 14.8	35.5 ± 19.8	8.4 ± 6.5	26.3 ± 16.5	16.5 ± 11	1.8 ± 3.2
C-05	23.8 ± 20.1	26.4 ± 21.3	19.8 ± 17.3	1.3 ± 5.4	28 ± 13.4	1.3 ± 2.6
C-06	16.7 ± 17.1	57.8 ± 24	9.8 ± 15.9	3.5 ± 10.8	0.4 ± 4.6	11.9 ± 15.4
C-07	10 ± 7.3	49.6 ± 22.5	9.1 ± 14.5	18.7 ± 21.6	2.3 ± 7.1	10.3 ± 10.1
Promedio	16.2 ± 8.6	47 ± 14.3	13.1 ± 4	9.8 ± 9.2	12.9 ± 10.6	5.2 ± 3.9

Disposición del fondo marino

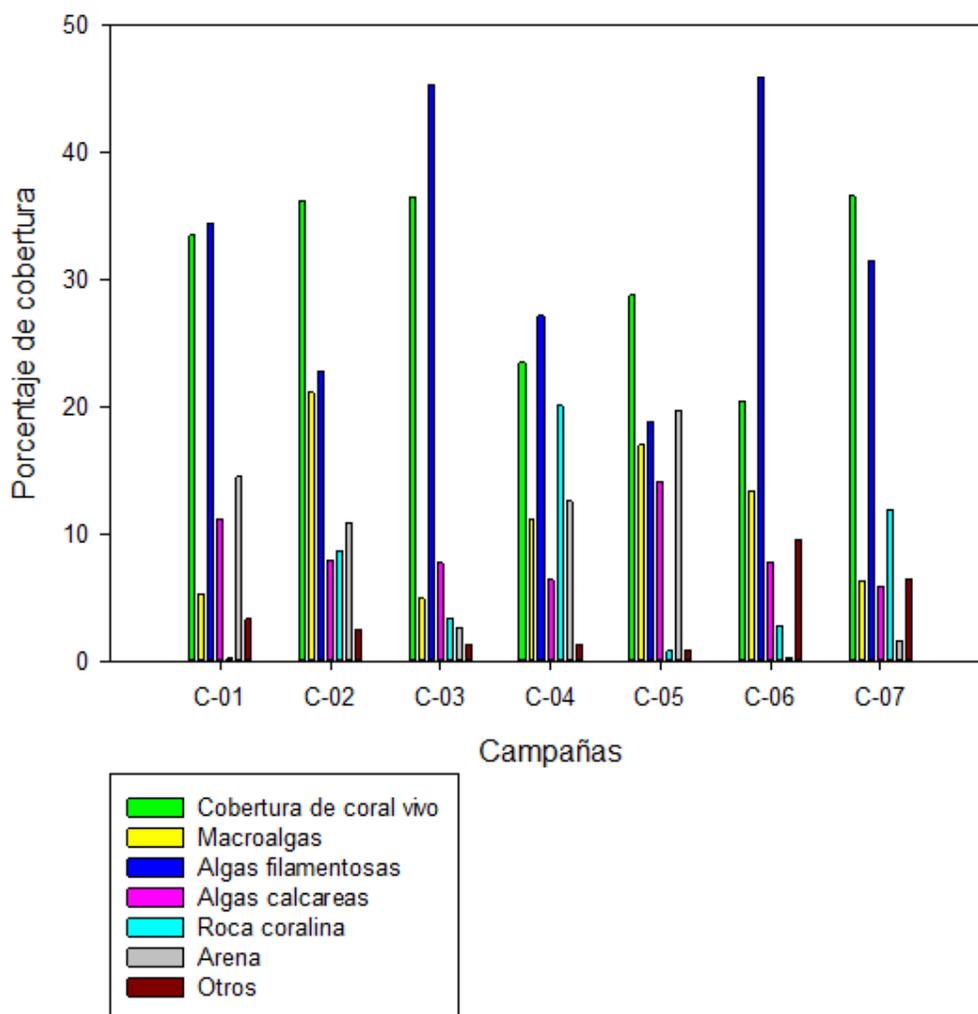


Figura 30. Cobertura del bentos en las campañas de monitoreo.

De manera general durante el tiempo que se monitoreo el arrecife se observó una tendencia a dominar en términos de cobertura del fondo marino, por parte de la comunidad de algas, siendo esta superior a la cobertura observada para la comunidad coralina (Fig. 31).

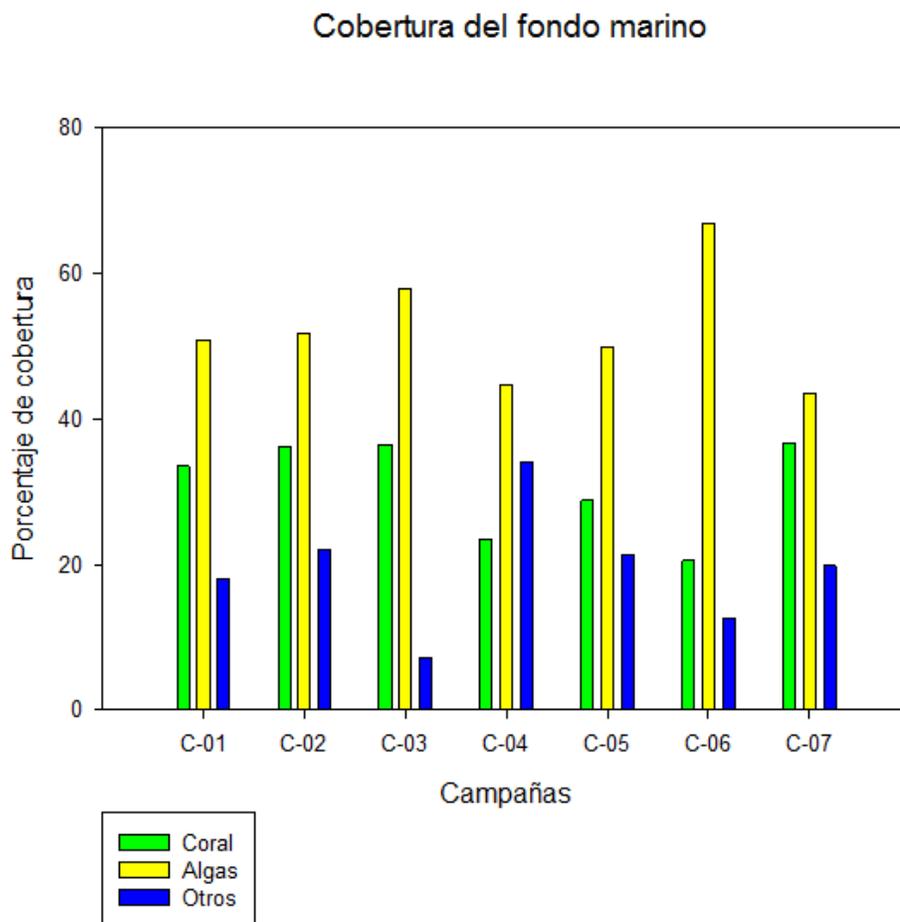


Figura 31. Cobertura del fondo marino generalizando las comunidades bentónicas evaluadas.

- **Muestreo por cuadrante en cinta**

Erizos ramoneadores

La densidad de erizos ramoneadores en términos generales fue de $0.8 \pm 1 \text{ Ind/m}^2$ (Tabla 18), siendo la mayor densidad la reportada durante la C-07 ($2.4 \pm 2.6 \text{ Ind/m}^2$) y la menor la reportada durante la C-03 ($0.1 \pm 0.1 \text{ Ind/m}^2$; Fig. 32), se presentaron

variaciones en cuanto a este parámetro durante el periodo de monitoreo sin embargo no son estadísticamente significativas. ($H=1.45$, $(6,N=78)$, $p>0.005$).

Tabla 18. Densidad y abundancia relativa de erizos ramoneadores			
	Densidad	Proporción en %	
Campaña	Ind/m ²	<i>Echinometra</i>	<i>Diadema</i>
C-01	0.7 ± 1.1	97.6	2.4
C-02	0.9 ± 2.8	100	0
C-03	0.1 ± 0.1	100	0
C-04	0.5 ± 0.7	94.3	5.7
C-05	0.3 ± 0.5	95.2	4.8
C-06	0.5 ± 0.4	95.2	4.8
C-07	2.4 ± 2.6	99.7	0.3
Promedio	0.8 ± 1	97.4±2.3	2.6±2.3

Densidad de erizos

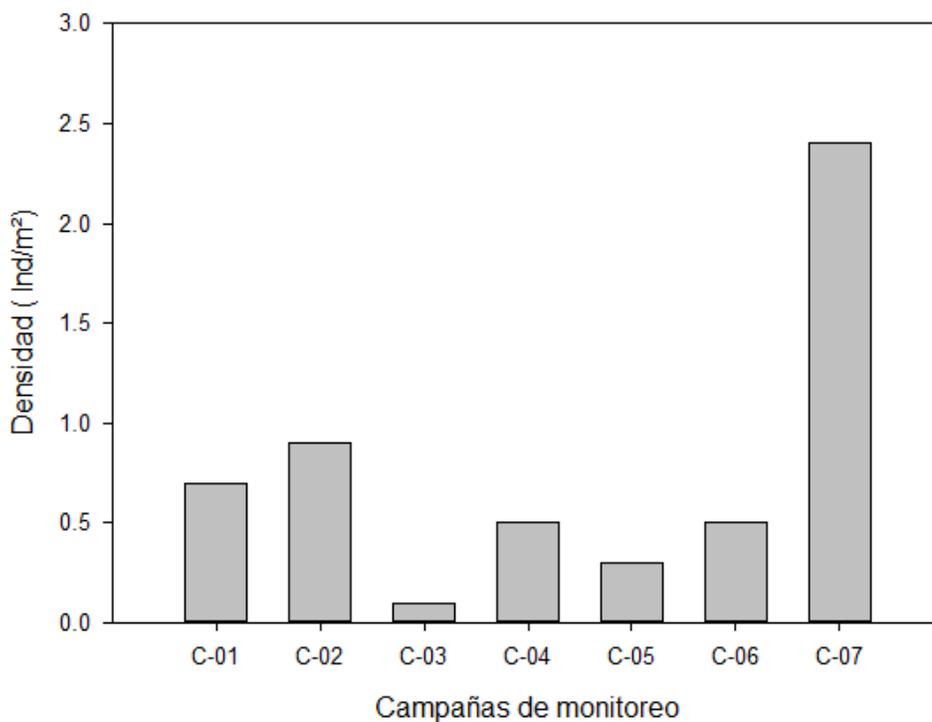


Figura 32. Densidad de erizos ramoneadores, promedio por campaña.

Los individuos pertenecientes al género *Echinometra* fueron mucho más abundantes (98.4%) que los pertenecientes al género *Diadema* (1.02%), situación que se presentó durante todas las campañas de monitoreo (Fig. 33).

Proporción de géneros

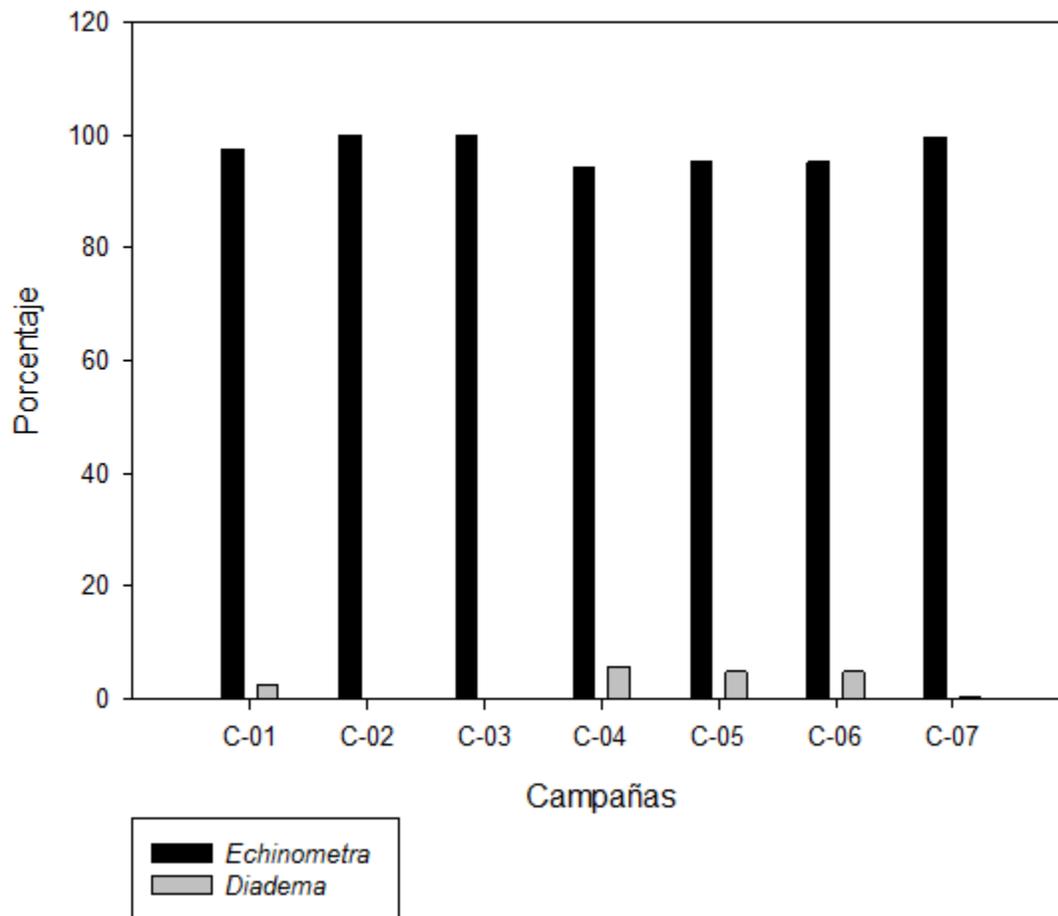


Figura 33. Proporción de los géneros de erizos evaluados.

Discusión

Comunidad de corales hermatípicos

Los resultados de este estudio muestran que el arrecife Anegada de Afuera durante el periodo en que fue monitoreado presentó variaciones que no resultan estadísticamente significativas en su mayoría, lo cual no significa que este arrecife se encuentre en condiciones optimas; simplemente indica que a pesar de que durante los últimos años los arrecifes coralinos se han visto deteriorados por efectos combinados de factores ambientales y antropogénicos (Soutern y Lindén, 2000; Buddemeier et al., 2004), como el cambio de uso de suelo, crecimiento poblacional en zonas costeras, sobrepesca y factores asociados al cambio climático (McClanahan et al., 2002; Buddemeier et al., 2004; Wilkinson *et al.*, 2002); este arrecife no ha sufrido un impacto drástico recientemente.

El arrecife Anegada de Afuera presenta una riqueza específica promedio que se ubica dentro de los márgenes reportados anteriormente para el Sistema Arrecifal Veracruzano (11-14 especies por arrecife), en este se encuentran representadas 40.7% del total de especies reportadas para el Sistema Arrecifal Veracruzano (Horta-Puga & Tello-Musi 2010). Cabe mencionar que este parámetro permaneció estable durante el periodo de monitoreo, lo cual es bueno para el arrecife ya que se ha sugerido que la riqueza de especies es uno de los indicadores de la condición de una comunidad más eficientes, dado que tiene efectos sobre la estabilidad de los ecosistemas (Perrings *et al.*, 2009).

Sin embargo a pesar de ser un valor alto dentro del PNSAV, resulta que la riqueza específica coralina es menor que la de los arrecifes ubicados frente al litoral cubano en donde se reportan una representación del 67% del total de especies registradas para esta zona, en los arrecifes mejor conservados de Cuba (Martínez-Estalella & Herrera, 1989) al igual que si se le compara con la zona de Costa Rica y Panamá reconocida como la de mayor riqueza específica coralina en el Pacífico oriental que

presentan 23 y 21 especies respectivamente (Guzmán & Cortés, 1993; Veron, 1995; López-Pérez, 1996).

La abundancia de las especies de coral, se mantuvo constante y muestra que la comunidad coralina está compuesta principalmente por las especies: *Colpophyllia natans* y *Orbicella annularis* cuya abundancia alude a que el área no ha sido afectada por eventos de contaminación recientes, esta afirmación se apoya en el hecho de que este complejo de especies ha sido considerada muy sensible al efecto de los sedimentos (Acevedo *et al.*, 1989; Acevedo & Merelock, 1989). También abunda *Montastraea cavernosa* que debe su éxito en este arrecife al ser una especie muy resistente a la sedimentación (Bak & Elgershuizen, 1976), además de *Orbicella faveolata* y *Orbicella franksi* que han sido consideradas como indicadores de condiciones naturales factibles para el progreso de los corales dado que se caracterizan por dominar en zonas limpias de ambientes favorables para el desarrollo de comunidades arrecifales (Alcolado *et al.*, 1994).

En el Arrecife Anegada de Afuera la cobertura reportada se mantiene constante durante el monitoreo y es una de las más altas ($30.8\% \pm 2.6$) entre los arrecifes del PNSAV, de igual manera resulta ser mayor a la cobertura encontrada por el programa AGRRA para los arrecifes del gran Caribe que fue de 26% en sitios de alrededor de 10 m de profundidad y que fue considerada alta (AGRRA, 2000). La cobertura de los corales es generalmente empleada como un indicador de la condición en que se encuentra un arrecife ya que debido a su capacidad constructora, los corales son la base estructural de una comunidad coralina, por lo que se considera que una elevada cobertura coralina significa que el arrecife está en desarrollo y una baja cobertura de corales muestra a un arrecife en peligro (Almada-Villela *et al.*, 2003)

De acuerdo a la clasificación presentada por la organización Healthy Reefs en el 2012 para el gran Caribe mexicano, un alto valor en la cobertura de coral indica que la condición de la comunidad de corales hermatípicos es buena (Figura 34).

INDICADORES IISAS	MUY BIEN (5)	BIEN (4)	REGULAR (3)	MAL (2)	CRÍTICO (1)
Cobertura de coral (%)	≥40	20.0-39.9	10.0-19.9	5.0-9.9	<5
Cobertura de macroalgas carnosas (%)	0-0.9	1.0-5.0	5.1-12.0	12.1-25	>25.0
Peces herbívoros clave (g • 100 m ²) nota: sólo peces loro y cirujanos	≥3480	2880-3479	1920-2879	960-1919	<960
Peces comerciales clave (g • 100 m ²) nota: sólo pargos y meros	≥1680	1260-1679	840-1259	420-839	<420

Figura 34. Índice Integrado de la Salud del Arrecife Simplificado (IISAS).

Esto podría indicar que el arrecife se encuentra en buenas condiciones, sin embargo la cobertura de este resulta ser baja si se le compara con la cobertura reportada por Kühlmann (1975) para el Sistema Arrecifal Veracruzano (40-50%), lo que evidencia el impacto que han sufrido los arrecifes de este sistema con el paso del tiempo.

Con respecto a la densidad esta se mantiene prácticamente inalterable durante el monitoreo, el valor promedio para el arrecife Anegada de Afuera es de 1.07 individuos/m; similares a la reportada para el ATO (Atlántico Tropical Occidental) de 1.5 individuos/m., mientras que en el Caribe Mexicano la densidad es de 0.4-0.5 Ind/m², 50% más baja que en el PNSAV (Horta-Puga & Tello-Musi, 2009).

Talla

La talla es una de las características más importantes en términos de crecimiento y mortalidad de las colonias de coral, ya que estos procesos son dependientes de este parámetro, además constituye una herramienta muy útil para evaluar el estatus de los arrecifes de coral, debido a que esta puede revelar variaciones en el patrón de nuevos juveniles, mortalidad parcial, longevidad entre especies de coral y entre poblaciones de la misma especie en el transcurso del el tiempo (Vermeij et al., 2007). La talla promedio para este arrecife no mostró cambios significativos durante los cinco años y resulta ser pequeña, lo cual según los criterios de Pastorok & Bilyard (1985); Gleason

(1996), pueden asociarse a un retardo en el crecimiento provocado por la sedimentación, condición que es muy común en el PNSAV.

Mortalidad Parcial

Este arrecife presenta un alto porcentaje de afectación, los cambios observados durante el periodo de monitoreo resultan ser estadísticamente significativos, sin embargo muestra una tendencia a disminuir lo cual es bueno para el arrecife ya que Coles y Brown (2003), plantean que los porcentajes de mortalidad son indicadores de salud de las colonias de coral y que estos manifiestan valores altos bajo condiciones que afectan la resistencia y la inmunidad de los corales frente a patógenos, lo cual indica que los corales de PNSAV no se encuentran en un estado alto de vulnerabilidad, ya que el porcentaje de colonias de coral con mortalidad reciente es muy pequeño, por lo que el arrecife a pesar de presentar una diferencia estadísticamente significativa en cuanto al número de individuos afectados por mortalidad parcial el hecho de que esta sea en su mayoría añeja indica que no ha sufrido afectación severa últimamente (Hughes & Conell, 1999). Lo cual puede considerarse como un buen indicio tomando en cuenta que la mortalidad parcial en las colonias de coral, producen un declive de las poblaciones, disminuye el reclutamiento de corales (Pandolfi and Jackson, 2006). Además de que un incremento de la mortalidad parcial de las colonias puede estar dado porque el sistema se encuentre bajo la influencia de la degradación ambiental (Meesters et al., 2001).

Enfermedades y blanqueamiento

Las enfermedades y el blanqueamiento de los corales han sido reconocidas como la forma en la que más se evidencian los disturbios en los arrecifes de coral (Sutherland et al., 2004). Por lo que la magnitud de las diferentes afectaciones ha sido considerada como otro indicador ecológico que es utilizado a nivel poblacional en los muestreos a diferentes escalas de tiempo (Cooper *et al.*, 2009).

En este arrecife ambas condiciones presentaron variaciones durante el monitoreo, lo cual puede deberse a la eutrofización (contaminación por exceso de nutrientes), la que a largo plazo lleva al deterioro de los arrecifes de coral. Esto ocurre como consecuencia de un incremento en los niveles de estrés fisiológico en los corales, alteraciones en la composición de las comunidades de microorganismos en la columna de agua y en el fondo del arrecife, alteraciones en las tasas de respiración, alimentación, crecimiento y reproducción en los corales, lo que conlleva a un estado de mayor susceptibilidad ante enfermedades o síndromes, entre otros factores. Típicamente, estos factores están directamente asociados al impacto de la sedimentación y la turbidez. Ambas están usualmente relacionadas con la erosión del suelo en lugares donde no existen controles de erosión y sedimentación debido a las malas prácticas en el uso de los terrenos. También pueden ser el resultado de dragados, construcciones en la costa, alteración en los patrones de corrientes debido a la construcción de rompeolas, espigones y otras estructuras, y a la resuspensión sedimentaria debido a la navegación. Los efectos acumulativos de todos estos factores se magnifican debido a los efectos recurrentes de eventos de calentamiento de la superficie del mar bajo un escenario de cambio climático (Hernández-Delgado & Sandoz-Vera, 2011).

En el arrecife estudiado se presenta un porcentaje bajo de colonias enfermas (4.3%) si se le compara con el promedio para el PNSAV que es de 5.8%, por lo que se considerará que la población se encuentra estable, tomando en cuenta que las enfermedades pueden ser consideradas una forma más de degradación de los arrecifes de coral, debido a que estas afectan la riqueza de especies y la diversidad (Done, 1992). Así mismo se considera como un indicio de que las condiciones en este arrecife no están tan deterioradas el hecho de que no sea plaga blanca la enfermedad con mayor incidencia ya que esta ha sido una de las condiciones letales para múltiples especies de corales, fue responsable de mortandades masivas a través del noreste del Caribe, incluyendo a Puerto Rico, entre 1996 y 1999 posteriormente en diversos episodios aislados entre 2001 y 2003, hasta que ocurrió una mortandad masiva de

corales durante el 2006, el año subsiguiente al calentamiento sin precedentes de la superficie del mar en el noreste del Caribe (Hernández-Delgado & Sandoz-Vera, 2011).

En cuanto al fenómeno de blanqueamiento el porcentaje de afectación se encuentra por debajo del reportado en promedio para este sistema que es de 7.9% (Horta-Puga & Tello-Musi, 2010), sin embargo la presencia de coral blanqueado es un indicador de afectaciones en los ecosistemas y que suele estar relacionado a zonas turísticas con poca regulación en el número de visitantes, maltrato, quebrantamiento, sedimentación, incremento en la basura, contaminación por químicos y extracción de organismos provocada por el turismo (Arin & Kramer 2002; Ablan *et al.*, 2004; Barker & Roberts 2004), además de ser una clara consecuencia de los cambios climáticos globales tales como el aumento de la temperatura de los océanos, las radiaciones UV, el paso de ciclones y otras fuentes de estrés (Carricart-Ganivet *et al.*, 2011; Coles y Brown, 2003).

Reclutamiento

En el arrecife Anegada de Afuera el porcentaje de reclutamiento mostró variaciones durante las etapas de monitoreo y se considera bajo al compararlo con otros sitios como el Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM) donde el promedio es de 3 reclutas /m² (Healthy Reefs, 2014), esto puede atribuirse al alto porcentaje de mortalidad parcial ya que de acuerdo con Bak y Meesters (1998), los factores que causan mortalidad parcial en colonias grandes, causan mortalidad total en colonias pequeñas. Sin embargo los reclutas que se presentaron a pesar de ser escasos coinciden con los géneros de mayor abundancia en el arrecife lo que hace pensar que logran alcanzar la etapa reproductiva una vez que se asientan, lo cual es bueno ya que el reclutamiento constituye una característica esencial de la dinámica de las poblaciones dado que las tasas de reclutamiento deben de estar en equilibrio con las tasas de mortalidad para que las poblaciones de coral puedan mantenerse (Cooper *et al.*, 2009), además las variaciones observadas durante este estudio pueden deberse a que este parámetro generalmente muestra una variación espacio-temporal a diferentes escalas, la cual

está controlada por varios procesos físicos y biológicos que varían en frecuencia, intensidad y escala espacial, la mayoría de los corales hermatípicos son desovadores que expulsan los gametos a la columna de agua durante el fenómeno de desove masivo, el cual se lleva a cabo generalmente a fines del verano en el Atlántico tropical, aunque para cada especie difiere y se pueden presentar dos o más temporadas reproductivas al año (Ruiz-Zarate & Arias-González, 2004; Horta-Puga & Tello-Musi, 2010).

Gremios algales

En el arrecife Anegada de Afuera la comunidad de algas bentónicas presentó una cobertura de sustrato inclusive mayor a la del coral lo que refleja en parte el deterioro coralino y puede ser clave en los procesos de recuperación de la cobertura de coral, debido a que las algas colonizan rápidamente espacios disponibles originados por mortalidad coralina, que son fuertes competidoras de los corales (McCook *et al.*, 2001; Buddemeier *et al.*, 2004) e impiden el crecimiento de corales adultos y el asentamiento de nuevos reclutas (Garzón-Ferreira *et al.*, 2000; Rogers & Miller, 2006).

Los cambios observados durante el monitoreo resultan ser significativos, sin embargo las poblaciones de algas presentan una variación natural debida a la profundidad, estaciones del año y las fluctuaciones de los nutrientes (Rodgers & Cox 2003).

Por otra parte, la presencia de algas se debe interpretar como una consecuencia mas no como una causa de mortalidad coralina (McCook *et al.*, 2001; Mejía-Niño & Garzón-Ferreira, 2003), se sugiere que el deterioro arrecifal del área ha llevado a que el principal componente de la estructura actual en el arrecife sean las algas lo cual se ajusta al esquema generalizado de arrecifes dominados por algas y no por corales, como los observados en el Gran Caribe y varias localidades en Colombia (Díaz-Pulido *et al.*, 2004; Acosta & Martínez, 2006).

Dentro de los gremios algales evaluados las algas filamentosas son las que presentaron una mayor cobertura lo cual sugiere una tasa de ramoneo muy baja por

parte de la comunidad de herbívoros, las macro algas presentaron una cobertura baja lo cual sugiere bajos niveles de nutrientes en el ecosistema, mientras que las algas calcáreas presentaron una cobertura relativamente menor a la reportada como promedio para el PNSAV, lo cual está relacionado con la baja tasa de reclutamiento observada en el arrecife ya que las algas coralinas favorecen químicamente el asentamiento de las larvas plánulas de los corales hermatípicos (McManus & Ponselberg, 2004).

Erizos ramoneadores

La densidad de erizos ramoneadores es más baja que la promedio reportada para el PNSAV de 2 Ind. /m² (Horta-Puga y Tello-Musi, 2009). De los géneros evaluados para la comunidad de erizos ramoneadores se encontró que *Echinometra* se encuentra en una mayor proporción que *Diadema*, lo cual explica la abundancia de la comunidad de algas en general ya que la actividad de ramoneo es más eficiente por parte de los individuos del genero *Diadema* debido a que estos pueden recorrer mayores distancias en busca de su alimento (Herrera-López *et al.*, 2003).

La diferencia en cuanto a la proporción de los géneros evaluados se atribuye a la epidemia que diezmó casi a la totalidad de los erizos *Diadema antillarum*, a inicios de la década de 1980s en todo el ATO y a el hecho de que sus poblaciones no se han recuperado en su totalidad a pesar de que se han reportado evidencias sólidas de recuperación, lo cual representa un aspecto importante para el desarrollo de los arrecifes coralinos, ya que estos organismos controlan la población de algas y estas son los mayores competidores por sustrato que tiene los corales hermatípicos (Healthy Reefs, 2014).

El pastoreo de algas es importante porque si las macroalgas se vuelven dominantes, pueden ocupar la mayor parte del sustrato disponible en el arrecife e impiden que los corales u otros invertebrados se asienten. Generalmente hay un balance de la biomasa de las algas controlado por los herbívoros que se alimentan de ellas continuamente

creando pequeños parches de sustrato disponible donde los invertebrados pueden asentarse. Sin embargo, en la ausencia de suficiente herbivoría, las macroalgas (las cuales cuando han crecido lo suficiente pueden ser desagradables para la mayoría de los herbívoros) pueden tomar el control. Cuando esto ocurre, se obtiene un cambio drástico hacia un estado alterno del ecosistema dominado por macroalgas (Edwards & Gómez, 2007).

Conclusiones

- La estructura y composición de la comunidad de corales hermatípicos no mostró cambios drásticos por lo que se considera que la comunidad no sufrió un deterioro significativo durante el tiempo que se monitoreo el arrecife.
- La cobertura de los gremios algales supera a la cobertura de coral vivo lo que indica que las condiciones ambientales favorecen a estos organismos y que no existe una eficiente actividad de forrajeo por parte de los organismos ramoneadores.
- La densidad de erizos ramoneadores estuvo dominada por organismos pertenecientes al género *Echinometra* cuya actividad de forrajeo es menos eficiente que la de los organismo del genero *Diadema*, lo cual explica la dominancia de la comunidad algal.
- Con base en los parámetros medidos se concluye que el arrecife Anegada de Afuera no presenta signos de un alto grado de perturbación reciente, ya que las variaciones observadas durante un periodo de cinco años no son ajenas a la dinámica normal de una comunidad arrecifal.

Literatura citada

- Ablan, M. C. A., J. W. McManus & K. Viswanathan. (2004). Indicators for management of coral reefs and their applications to marine protected areas. *NAGA, World Fish Center Quarterly*. 27:31-39.
- Acevedo, R., J. Melrock & R. A. Olivieri. (1989). Modification of coral reef zonation by terrigenous sediment stress. *Research letters Palaos*, Vol. 4: 92-100.
- Acevedo, R. & J. Merlock. (1989). Effects on terrigenous sediment influx on coral reef zonation in southern west Puerto Rico. *Proc. 6th Int. Coral Reef Sym.*, 3:189-193.
- Acosta, L. & S. Martinez. (2006). Continental and oceanic coral reefs in the Colombian Caribbean after a decade of degradation. *Proc. 10th Int. Coral Reef Symp.* 1926-1930.
- AGRRA. (2000). Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA). The AGRRA Rapid Reef Assessment Protocol. <http://www.agrra.org/>.
- Ahmed, M., C. K. Chong & H. Balasubramanian. (2005). An Overview of Problems and Issues of Coral Reef Management. Economic Valuation and Policy Priorities for Sustainable Management of Coral Reefs. Second Edition. World Fish Center Conference Proceedings 70 pp. 2-11.
- Ahmed, M., G. M. Umali, C. K. Chong, M. F. Rull & M. C. García. (2007). Valuing recreational and conservation benefits of coral reefs-The case of Bolinao, Philippines. *Ocean & Coastal Management* 50:103-118.
- Alcolado, P. M., A. Herrera-Moreno & N. Martinez-Estalella (1994). Sessile communities as environmental bio-monitors in Cuban coral reefs, in *Proceedings of the colloquium and forum on global aspects of coral reefs: Health hazards and history* (R. N. Ginsburg, ed), Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Sciences, University of Miami, pp.27-33.
- Almada-Villela, P. C., Sale, P. F., Gold-Bouchot, G. & Kjerfve, B. (2003). Manual de métodos para el programa de monitoreo sinóptico del SAM "Métodos seleccionados para el monitoreo de parámetros físicos y biológicos para utilizarse en la región mesoamericana". Comisión Centroamericana de Ambiente y Desarrollo. 149 pp.
- Arin, T. & R. A. Kramer. (2002). Divers' willingness to pay to visit marine sanctuaries: an exploratory study. *Ocean & Coastal Management* 45:171-183.
- Barnes, D. J., B. E. Chalker & D. W. Kinsey (1986). "Reef metabolism", *Oceanus*, 29, pp. 20-26
- Barker, N. H. L. & C. M. Roberts. (2004). Scuba diver behavior and the management of diving impacts on coral reefs. *Biological Conservation* 120:481-489
- Bak R. P. M, Elgershuizen J. H. B. W. (1976). Patterns of oil-sediment rejection in corals. *Mar. Biol.* 37: 105-113
- Bak, R. P. M and E. H. Meesters (1998). Coral population structure: the hidden information of colony size-frequency distributions. *Mar Ecol Prog Ser*, 162: 301-306.
- Brusca, R. C. & G. J. Brusca. (1990). *Invertebrates*. Sinauer Associates, Inc. Sunderland Massachusetts. 922pp.
- Buddemeier, R., J. Kleypas, & R. Aronson. (2004). Coral reefs and global climate change: Potential contributions of climate change to stresses on coral reef ecosystems. Pew Center on Global Climate Change, Arlington, E.E.U.U. 44 p
- Buddemeier, R. W., J. A. Kleypas & R. B. Aronson. (2004). Coral reefs & Global climate change Potential contributions of climate change to stresses on coral reef ecosystems. Elaborate for the Pew Center on Global Climate Change. 56pp.

- Carricart-Ganivet, J. P., & G. Horta-Puga. (1993). Arrecifes de coral en México en: Salazar-Vallejo S. I. González en (Eds.) Biodiversidad marina y costera de México. Comisión Nacional para la Biodiversidad y Centro de Investigaciones de Quintana Roo, México. 12p
- Carricart-Ganivet, J. P. & M. Merino. (2001). Growth responses of the reef-building coral *Montrastrea annularis* along a gradient of continental influence in the southern Gulf of Mexico. *Bull. Mar. Sci.* 68(1):133-146.
- Carricart-Ganivet, J. P.; A. U. Beltrán-Torres; G. Horta-Puga. (2011). Distribution and prevalence of coral diseases in the Veracruz Reef System, Southern Gulf of Mexico. *Dis Aquat Org.* Vol. 95: 181–187.
- Celaya-Hernández E. V., Solís-Marín F. A., A. Laguarda-Figueras., de la L. Durán-González A. & Ruiz Rodríguez T. (2008). Asociación a sustratos de los erizos regulares (Echinodermata: Echinoidea) en la laguna arrecifal de Isla Verde, Veracruz, México. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744)* Vol. 56 (Suppl. 3): 281-295.
- Centro mexicano de Derecho Ambiental (CMDA) (2005), consultado en: www.cemda.org.mx
- Chester, R. H. (1969). Destruction of Pacific Corals by the sea star *Acanthaster planci*. *Science*, 165(3890):280-283.
- Cooper, T. F.; J. P. Gilmour and K. E. Fabricius. (2009). Bioindicators of changes in water quality on coral reefs: review and recommendation for monitoring programmes. *Coral Reefs*, 28: 589-606.
- Coles, S. L. & E. B. Brown. (2003). Coral bleaching Capacity of Acclimatization and adaptation, *Marine Biology* 46:183-223.
- CONABIO. (1998). La diversidad biológica de México: Estudio de País. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México. 281pp.
- Côté, I. M. & D. Reynolds. (2006). *Coral Reef Conservation*. Ed. Cambridge University press. Reino Unido. 568pp.
- Crosby, M. P., G. Brighthouse & M. Pichon. (2002). Priorities and strategies for addressing natural and anthropogenic threats to coral reefs in Pacific Island Nations. *Ocean & Coastal Management* 45:121-137.
- Del Saz-Salazar, S. & C. Suárez-Burguet. (1998). El valor de uso recreativo de espacios naturales protegidos: aplicación del método de valoración contingente al Parque Natural de L'Albufera. *Economía agraria* 182:239-272.
- Diario Oficial de la Federación. (1992). *Decreto por el que se declara área natural protegida con el carácter de Parque Marino Nacional, la zona conocida como Sistema Arrecifal Veracruzano*, ubicado frente a las costas de los municipios de Veracruz , Boca del Río y Alvarado del estado de Veracruz Llave, con superficie de 52,238-91—50 hectáreas; Diario Oficial de la Federación, México (24 de Agosto 1992) 9p.
- Diario Oficial de la Federación. (2012). *Decreto por el que se modifica al diverso por el que se declara Área Natural Protegida, con el carácter de Parque Marino Nacional, la zona conocida como Sistema Arrecifal Veracruzano*, ubicado frente a las costas de los municipios de Veracruz, Boca del Río y Alvarado del estado de Veracruz Llave, con superficie de 52,238-91—50 hectáreas; Diario Oficial de la Federación, México (24 de Agosto 1992) 14p.
- Díaz-Ruiz, A., A. Aguirre-León, & J. E. Arias-González. (1998). Habitat interdependence in coral reef ecosystems: A case study in a Mexican Caribbean reef. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 1:387-97.
- Díaz-Pulido, G., J. Sánchez, S. Zea, J. Díaz & J. Garzón-Ferreira. (2004). Esquemas de distribución espacial en la comunidad bentónica de arrecifes coralinos continentales y

oceánicos del Caribe colombiano. *Rev. Academia Colombiana de Ciencia*, 24 (108): 337-347

- Done, T. J. (1992). Phase shifts in coral reef communities and their ecological significance. *Hydrobiología*, 247: 121-132.
- García-Salgado M., T. L. Camarena, G. B. Gold, M. Vásquez, G. Galland, G. M. Nava, G. D. Alarcón & V. M. Ceja. (2006). Proyecto para la conservación y uso sostenible del Sistema Arrecifal Mesoamericano (SAM). Belice-Guatemala-Honduras-México. Línea Base del Estado del Sistema Arrecifal Mesoamericano. Documento Técnico del SAM 18:1-200.
- Edwards A. J., Gomez E. D. (2007). Reef Restoration Concepts & Guidelines: making sensible management choices in the face of uncertainty. Coral Reef Targeted Research & Capacity Building for Management program: St. Lucia, Australia. iv + 38pp
- Garzón-Ferreira, J., D. Gil-Agudelo, B. Marín, N. Mejía-Niño, A. Rodríguez-Ramírez & J. Rojas-Ruíz. (2000). Evaluación preliminar de algunos indicadores de contaminación de origen terrestre en áreas coralinas de la región de Santa Marta, Caribe colombiano: informe de resultados. INVEMAR, Santa Marta. 55 p.
- Gleason, M. G. (1996): Coral reevitment in Worrea, French Polinesia: the importance of patch type and temporal variations. *Journal of experimental Marine Biology and Ecology* 207:79-101.
- Gómez-Gómez M., Danglot-Banck C., Vega-Franco L. (2003) pruebas estadísticas no paramétricas. Cuándo usarlas? Vol. 70, Núm. 2 • Mar.-Abr. 2003 pp 91-90.
- Gutiérrez, D., C. García Sáez, M. Lara & C. Padilla. (1993). "Comparación de arrecifes coralinos: Veracruz y Quintana Roo". En: S.I. Salazar Vallejo & N.E. González (comps.). *Biodiversidad marina y costera de México*. CONABIO, pp. 787-806.
- Gutiérrez-Ruiz C. V., Román-Vives M. A. M., Vergara C. H. & Badano E. I. (2005) Impacto de perturbaciones antrópicas sobre la diversidad de corales pétreos superficiales en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 249-260.
- Guzmán, H. M. & Cortés, J. (1993). Arrecifes coralinos del Pacífico oriental: revisión y perspectivas. *Rev. Biol. Trop.*, 41: 535-557.
- Hayasaka-Ramírez, S., Ortiz-Lozano, L. (2014). Indicadores de presión antropogénica asociados a encallamientos en arrecifes coralinos de un área marina protegida, *Ciencias Marinas*, 40(4): 237-249.
- Healthy reef (2012) IICRI CONSULTADO EN : <http://www.healthyreefs.org/cms/wp-content/uploads/2012/12/Reporte-2012.pdf>
- Healthy reef (2014) reclutamiento de corales consultado en : <http://www.healthyreefs.org/cms/es/reclutamiento-de-corales>
- Hernández-Delgado, E. A., & Sandoz-Vera, B. (2011). Impactos antropogénicos en los arrecifes de coral, pp. 62-72. En, J. Seguinot-Barbosa (ed.), *Islas en Extinción: Impactos Ambientales en las Islas de Puerto Rico*. Ediciones SM, Cataño, PR 255 pp.
- Herrera-López G., Cruz-Reyes A., Hernández J.C., García N., González-Lorenzo G., Gil-Rodríguez M.C., Brito A, Falcón J.M. (2003). Alimentación y diversidad algal en la dieta del erizo *Diadema antillarum* en Tenerife, islas Canarias. *Revista de la Academia Canaria de las Ciencias* 15: 129-141.
- Hernández, M., H., Aldret, N., A., Álvarez, F. & Ulloa .M. (2001). Enfoques contemporáneos para el estudio de la biodiversidad. Instituto de Biología UNAM. Publicaciones universitarias.
- Hodgson, G. (1999), A global Assesment of human effects on Coral Reefs, *Marine Pollution Bulletin* Vol. 38, No. 5, pp. 345±355, 1999

- Horta-Puga, G. (2003). Condition of selected reef sites in the Veracruz Reef System (stony corals and algae). *Atoll Research Bulletin* 496: 360-369.
- Horta-Puga G. (2007). Environmental impacts. In: Tunnell JW, Chávez EA, Withers K (eds.), *Coral Reefs of the Southern Gulf of Mexico*. Texas A&M Press, pp. 126-141.
- Horta-Puga G. & Tello-Musi J. L. (2009). Sistema Arrecifal Veracruzano: condición actual y programa permanente de monitoreo: Primera Etapa. UNAM. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Informe final SNIBCONABIO proyecto No. DM005. México, D.F.
- Horta-Puga, G. & J. L. Tello-Musi. (2010). Sistema Arrecifal Veracruzano: condición actual y programa permanente de monitoreo: Segunda Etapa. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Reporte campaña de monitoreo (C-03) SNIB-CONABIO proyecto No. GM005 México D. F.
- Hughes T. P. & J. H. Conell. (1999). Multiple stressors on coral reefs: A long-term perspective. *Limnol. oceanography* 44(3,part 2),923-940.
- Iniciativa Internacional sobre Arrecifes coralinos (ICRI) (2002). Consultado en: <http://www.icriforum.org/>
- Instituto Nacional de Ecología INE (1996). Consultado en: <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/2/sav.html>, 17/08/2013.
- Instituto Nacional de Ecología (INE). (1997). Conservación y uso sustentable de los arrecifes en México. INE y SEMARNAP. México. 32pp
- International Coral Reef Action Network (ICRAN). (2010). "What are the corals". ICRAN Coordinating Unit. Consultado en: <http://www.icran.org>
- Jones J., Withers K., Tunnell Jr. J. W. (2008). Comparison of Benthic Communities on Six Coral Reefs in the Veracruz Reef System (Mexico). Proceedings of the 11th International Coral Reef Symposium, Ft. Lauderdale, Florida, 7-11 July 2008 Minisymposium number 18.
- Jordán-Dahlgren E. (2004). Arrecifes coralinos del Golfo de México: caracterización y diagnóstico en Diagnóstico ambiental del golfo de México, Caso M., Pisanty I. y Escurra E. (eds.). Instituto Nacional de Ecología / Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, México, D.F. p. 555-572.
- Kornicker, L. S., & D. W. Boyd. (1962). Shallow-water geology and environments of Alacran Reef Complex, Campeche Bank, Mexico. *Bulletin of the American Association of Petroleum Geologists* 46 (5):640-73.
- Kühlmann, D. H. H. (1975). Charakterisierung der Korallenriffe vor Veracruz/Mexiko. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 60:495-521.
- Lalli, C. M. & T. R. Parsons. (1997). *Biological Oceanography, an introduction*. Second edition. Butterworth-Heinemann Press. Open University. 314pp.
- Lara, M., C. Padilla, C. García, & J. J. Espejel. (1992). Coral reefs of Veracruz Mexico, 1: Zonation and community. In *Proceedings of the Seventh International Coral Reef Symposium* (22-26 June 1992, Mangilao, Guam), ed. R. H. Richmond, 1535-44. Mangilao: University of Guam Press.
- Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGEEPA). (2010). Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión. Secretaría General Secretaría de Servicios Parlamentarios. Dirección General de Bibliotecas. Última Reforma DOF 28-12-2004.
- Littler, M. M., & D. S. Littler. (1984). Models of tropical reef biogenesis: The contribution of algae. In *Progress in Phycological Research*, ed. F. E. Round and D. J. Chapman, 3:323-63. Bristol: Biopress Ltd.

- Lopez-Perez, A. (1996). Biogeografía histórica de los corales hermatípicos (Anthozoa: Scleractinia) del Pacífico oriental tropical. Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma de Baja California Sur, México, 144 pp.
- Margalef R. (1974). *Ecología*. Ediciones Omega, S.A., Barcelona. 951p.
- Martínez-Estalella, N. & Herrera, A. (1989). Estudio de la comunidad coralina del arrecife del Rincón de Guanabo, Cuba. Academia de Ciencias de Cuba. Instituto de Oceanología. Rep. Invest. Inst. Oceanología, 9, 28 p.
- McClanahan, T., N. Polunin y T. Done. (2002). Ecological states and the resilience of coral reefs. *Cons. Ecol.* 6(2): 18. Online: <http://www.consecol.org/vol6/iss2/art18> (consultado el 8 de febrero del 2015).
- McCook, L., J. Jompa & G. Díaz-Pulido. (2001). Competition between corals and algae on coral reefs: A review of evidence and mechanisms. *Coral Reefs*, 19: 400-417.
- McManus JW, Polsenberg JF (2004) Coral-algal phase shifts on coral reefs: ecological and environmental aspects. *Prog Oceanogr* 60:263-279
- Meesters, E. H.; M. Hilterman; E. Kardinaal; M. Keetman; M. de Vries; R.P.M. Bak (2001): Colony size-frequency distributions of scleractinian coral populations: spatial and interspecific variation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 209:43-54.
- Mejía-Niño, N. & J. Garzón-Ferreira. (2003). Dinámica de las interacciones alga-coral en dos bahías de la región de Santa Marta (Caribe colombiano) con distinto grado de influencia antropogénica. *Bol. Inv. Mar. Cost.*, 32: 243-261
- Mojetta, A. (2006). Barrera coralina. Editorial Diana, S.A., Madrid. 4, 119pp.
- Moore, S. A. & A. Polley. (2007). Defining Indicators and Standards for Tourism Impacts in Protected Areas: Cape Range National Park, Australia. *Environ Manage* 39:291-300.
- Nybakken, J. W. (1988), *Marine Biology, An Ecological Approach*, Second Ed., Harper & Row, Publishers, New York, NY, pp. 1-514
- Odum, H. T. and E. P. Odum. (1955). Trophic structure and productivity of a windward coral reef at Eniwetok Atoll, Marshall Islands. *Ecol. Monogr.* 25:291-320
- Oles, B. (2007). Transformations in the sociocultural values and meanings of reefs and resources on Mwoakilloa. *Coral Reefs* 26:971-981.
- Organización Reef Check consultada en : <http://reefcheck.org/default.php> consultada el 5/8/2013
- Pandolfi, J. M and Jackson, J. B. C. (2006). "Ecological persistence interrupted in Caribbean coral reefs." *Ecology Letters* 9(7): 818-826
- Pastorok, R. & G. Bilyard (1985): Estudio de la comunidad coralina del arrecife del Rincón Guanabo, Cuba, Cuba, Instituto de oceanología, reporte de investigación 9:3-11.
- Pérez España, H. & J. M. Vargas Hernández, (2008). Caracterización ecológica y monitoreo del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano: Primera Etapa. Universidad Veracruzana. Centro de Ecología y Pesquerías Informe final SNIB-CONABIO proyecto No.DM002. México D. F.
- Perrings, C.; Baumgartner, S.; Brock, W. A.; Chopra, K.; Conte, M.; Costello, C.; Duraiappah, A.; Kinzig, A. P.; Pascual, U.; Polasky, S.; Tschirhart, J. y A. Xepapadeas (2009). "The Economics of Biodiversity and Ecosystem Services", en S. Naeem, D. E. Bunker, A. Hector, M. Loreau, y C. Perrings (ed.), *Biodiversity, ecosystem functioning and human wellbeing*, Oxford, Oxford University Press, pp. 230-247.
- Porter, J. W. & J. I. Tougas. (2001). Reef ecosystems: threats to their biodiversity. *Encyclopedia of Biodiversity*. 5:73-95.
- Rangel-Avalos M. A., Lance K.B. Jordan, Walker B. K., Gilliam D. S., Carvajal-Hinojosa E. & Spieler R. E. (2007). Fish and Coral Reef Communities of the Parque Nacional

Sistema Arrecifal Veracruzano (Veracruz Coral Reef System National Park) Veracruz, México: Preliminary Results. Proceedings of the 60th Gulf and Caribbean Fisheries Institute November 5 - 9, 2007 Punta Cana, Dominican Republic.

- Reef Check (2007): consultado en : <http://www.reefcheck.org/> el 10 de de abril 2014
- Rodgers, K. S. & E. F. Cox. (2003). The effect of trampling on Hawaiian corals along a gradient of human use. *Biological Conservation* 112: 383-9.
- Rodriguez-Gomez, C. F., Aké-Castillo J. A. & Campos-Bautista G. (2013). Productividad primaria bruta y respiración planctónica en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano, *Hidrobiológica* vol.23 no.2, en el 2014
- Rogers, S., C. ,Garrison, G., Grober, R., Hills, M., Frank, A. (1994). Manual Para El Monitoreo De Arrecifes De Coral En El Caribe Y El Atlántico Occidental. Parque nacional de islas vírgenes.
- Rogers, C. & J. Miller. (2006). Permanent 'phase shifts' or reversible declines in coral cover? Lack of recovery of two coral reefs in St. John, US Virgins Islands. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 306: 103-114.
- Rosado-Sánchez M. (2004). En prólogo de Población y ambiente, Sociedad y recursos naturales, Universidad Nacional Autónoma de México, Escuela nacional de trabajo social, 158pp.
- Rosales-Hoz L., Carranza-Edwards A., Cerón-Alvarado J., Celis-Hernández O. (2005) Concentración De Metales En La Zona Arrecifal De Veracruz, Golfo De México.
- Ruiz-Zárate. M. A. and J. E. Arias-González. (2004). Spatial study of juvenile corals in the Northern region of the Mesoamerican Barrier Reef System (MBRS). *Coral Reefs* 23: 584-594.
- Souter, D.W. y O. Lindén. (2000). The health and future of coral reef systems. *Ocean. Coast. Manage.* 43: 657-688.
- Sutherland, K. P.; J. W. Porter and C. Torres (2004): Disease and immunity in Caribbean and Indo- Pacific zooxanthellate corals. *Mar Ecol Prog Ser*, 266: 273-302.
- Spurgeon, J. & B. Aylward (1992). The economic value of ecosystems: 4 coral reefs. IIED/UCL.London Environmental Economics Centre. Londres.
- Spurgeon, J. (1992). The economic valuation of coral reefs. *Marine Pollution Bulletin.* 24(11):529-530.
- Stoddart, D. R. (1969). Ecology and morphology of recent coral reefs. *Biological Reviews* 44(4), 433-498.
- Tunnel J. W. (2007). Distribucion de los arrecifes en Coral reefs of southern Gulf of México. Texas a& m press. , 17pp.
- Tunnel J. W., Chaves E. A., Whiter K. (eds), (2007) Coral reefs of southern Gulf of México. Texas a & m press. 18-20pp.
- Vermeij M. J. A; P. R. Frade; R. I. R. Jacinto; A. O. Debrot and R. P. M. Bak. (2007). Effects of reproductive mode on habitat-related differences in the population structure of eight Caribbean coral species. *Mar.Ecol. Prog. Ser.* 351: 91-102.
- Veron, J. E. N. (1995). Corals in Space and Time.Comstock/Comell, Ithaca, 321 pp.
- Winfield I., Cházaro-Olvera, Horta-Puga G., Lozano-Aburto M. Á. y Arenas-Fuentes V. (2010). Macrocrustáceos Incrustantes En El Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano: Biodiversidad, Abundancia Y Distribución. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80: S165- S175.
- Wilkinson, C.R. (2002). Status of Coral Reefs of the World: 2002. Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia. 254-296pp.