



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA**

**Análisis de la estructura de las comunidades coralina y algal del arrecife  
Cabezo y su posible relación con la descarga fluvial del Río Papaloapan,  
Veracruz.**

**TESIS**

**Que para obtener el título de**

**BIÓLOGA**

**Presenta**

**Alejandra Verde Medina**



Director de tesis: Dr. Guillermo Javier Horta Puga  
Los Reyes Iztacala, Estado de México, 2016



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**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.

## AGRADECIMIENTOS

A mi asesor Dr. Guillermo Horta Puga, por permitirme ser parte de algo tan importante y hermoso como es el estudio de arrecifes coralinos, y transmitirme su pasión por la ciencia.

A mis sinodales, Dr. Arturo Rocha Ramírez, M. en C. Aura Aletse Morales Aranda, Biól. José Luis Tello Musi y Biól. Felipe de Jesús Cruz López, por sus valiosas contribuciones en el desarrollo y mejoramiento de este trabajo.

A mis queridxs amigxs: Tadeo, Fani, Theo, Leo, Vale, Jorge, Mariela, Denisse, Chino, Cuervo, Samo, Denise, Isra, por acompañarme durante este largo y maravilloso camino de la bioquera, por permitirme entrar en sus corazones y ustedes marcar el mío con sus formas de ver la vida y todo arreglarlo con risas y buen humor.

A mis hermanxs coralitxs, Gaby, Jenni y Jhoan, trabajamos, aprendimos y nos divertimos juntxs. Lo logramos!!

Y principalmente a tooooooda mi familia, por motivarme a soñar en grande, por enseñarme que con esfuerzo y dedicación puedo lograr lo que me proponga, y por apoyarme siempre para alcanzar mis sueños. Lxs amo.

*"Para llevar a cabo una acción positiva, debemos desarrollar una visión positiva."* –

Dalai Lama

## ÍNDICE

RESUMEN	3
INTRODUCCIÓN	5
Antecedentes	10
Objetivos	12
MATERIALES Y MÉTODOS	13
Área de estudio	13
Estrategia metodológica	17
Trabajo de campo	19
Trabajo de gabinete	24
Análisis de datos	28
RESULTADOS	32
Esfuerzo de muestreo	32
Condición y estructura de las comunidades bénticas	33
Condiciones ambientales	43
DISCUSIÓN	48
Condiciones ambientales	48
Condición y estructura de las comunidades bénticas	51
CONCLUSIONES	55
BIBLIOGRAFÍA	56
APÉNDICE 1. Catálogo de especies registradas en este estudio.	68
APÉNDICE 2. Enfermedades y blanqueamiento registrados en este estudio.	71

## RESUMEN

Los arrecifes de coral se encuentran sometidos a fuertes presiones que amenazan su estabilidad y permanencia. Una de las principales es la contaminación de ríos por ser éstos un vehículo para el acarreo de contaminantes físicos, químicos y biológicos, desde lugares tierra adentro lejanos a la desembocadura hasta el medio marino, donde se desarrollan estos complejos y delicados ecosistemas.

En México, un caso de especial interés es el Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) por encontrarse frente a la ciudad y el puerto más importante del Golfo de México. Siguiendo la premisa de que a mayor distancia de las fuentes de impacto, mejor estado de conservación de los ecosistemas, se esperaría que el arrecife Cabezo se hallara en mejores condiciones por ser el más alejado de la ciudad y puerto de Veracruz; sin embargo, los estudios que se han realizado demuestran que esto no se cumple, por lo que se decidió estudiar si otra fuente de impacto como es la pluma fluvial del Río Papaloapan está influenciando a las comunidades arrecifales, particularmente a los corales hermatípicos y algas.

Con la finalidad de detectar diferencias asociadas a la ubicación de cada arrecife respecto a la desembocadura de los Ríos Papaloapan y Jamapa, así como diferencias entre la temporada de lluvias y de secas, debidas a los cambios en el volumen de descarga de los ríos y la dirección de las corrientes superficiales, se analizó la variabilidad espacial y temporal de las comunidades coralina y algal de los arrecifes Cabezo, Anegada de Afuera e Isla Verde.

En cada arrecife se realizaron 2 muestreos, octubre/2012 (lluvias) y marzo/2013 (secas). Los sitios de muestreo se ubicaron en el talud de sotavento a una profundidad de 9-12 m. Se realizaron transectos en línea para estudiar la comunidad de corales adultos, fotocuadrantes para el reclutamiento coralino y cobertura relativa de grupos algales, y transectos en banda para la densidad de erizos. Mediante revisión documental se obtuvieron datos sobre algunas variables ambientales a fin de robustecer la búsqueda de relaciones con los resultados del muestreo.

Se encontró que las comunidades coralinas en Cabezo e Isla Verde son características de arrecifes expuestos a sedimentos terrígenos, mientras que la de Anegada de Afuera refleja

condiciones de menor estrés ambiental, como se esperaba dada su distancia a las fuentes de impacto. Por otra parte, los cambios en las comunidades algales entre temporadas reflejan la mayor influencia fluvial de los ríos durante lluvias. Se concluye que las comunidades coralina y algal del arrecife Cabezo sí están influenciadas por la descarga fluvial del Río Papaloapan, y que la diferencia que guarda con Isla Verde y otros arrecifes del SAV podría deberse a las diferencias en el uso del agua superficial entre las cuencas de los Ríos Papaloapan y Jamapa y en el tratamiento de las aguas residuales, ya que el drenaje afecta más a los arrecifes del norte.

## INTRODUCCIÓN

Los arrecifes de coral son los ecosistemas más diversos y ecológicamente complejos del mundo (Lalli y Parsons 1997, Withers y Tunnell 2007), la población humana obtiene múltiples beneficios de ellos, ya que son fuentes importantes de alimentos y materias primas, son áreas de crecimiento de especies comerciales de peces, atraen al turismo internacional, sostienen la producción de arena en las playas turísticas y reducen el daño en la línea de costa por el impacto directo de huracanes y tormentas (Burke *et al.* 2011, Moberg y Folke 1999). Sin embargo, son ecosistemas frágiles que requieren para su desarrollo características ambientales muy particulares como son: aguas templadas con temperatura entre 20-27 °C, baja concentración de nutrientes, aguas claras con pocos sedimentos en suspensión y salinidad estable. Por lo anterior, su distribución se restringe a ciertas regiones del planeta, encontrándose únicamente en latitudes menores a los 30°, a profundidades menores a los 70 metros debido a los requerimientos lumínicos de las zooxantelas simbiotes; además, como resultado de los patrones de circulación global, se desarrollan principalmente en la costa este de los continentes (Schuhmacher 1978; Escobar 2004).

A pesar y a causa de su importancia, los arrecifes de coral en todo el mundo se encuentran sometidos a fuertes presiones que amenazan su estabilidad y permanencia, las principales son el cambio climático global y las actividades humanas, cuyo impacto es acumulativo a escala local, regional y global. Entre las principales amenazas se encuentran: la sobreexplotación pesquera, la circulación y encallamiento de navíos, el turismo, el desarrollo costero y la contaminación de ríos (Horta Puga 2007, Burke *et al.* 2011). Esta última, agravada por las malas prácticas de uso de suelo en las cuencas de captación, lo que provoca que las descargas fluviales ejerzan una influencia negativa en el estado de las comunidades arrecifales alterando la concentración de nutrientes inorgánicos disueltos, la cantidad de materia orgánica particulada, la turbidez y la sedimentación, entre otros factores ambientales (McLaughlin *et al.* 2003, Fabricius 2005, Riegl *et al.* 2009).

El aporte de sedimentos terrígenos provenientes de tierra adentro termina en las inmediaciones de los arrecifes, lo que aumenta la turbidez ocasionando una disminución en la tasa fotosintética

de las zooxantelas simbiotes, así como el enterramiento de los corales debido al mayor gasto de energía para la remoción de sedimentos, lo que puede llegar a disminuir su tasa reproductiva (Flores *et al.* 2012, Golbuu *et al.* 2008, Nugues y Roberts 2003).

La variación en la cobertura coralina y algal, así como la composición y estructuración de las comunidades responde a los cambios del ambiente en el que se desarrollan (Fabricius *et al.* 2005) y son producto de un proceso de sucesión ecológica en el que la permanencia de los corales radica en la resistencia de algunas especies a las condiciones ambientales a las que están expuestas, convirtiéndose estas especies en dominantes (Edmunds 2010, Navarrete-Salgado *et al.* 2010); por ello, mediante el conocimiento de la biología de las especies de una zona pueden hacerse inferencias de las características ambientales donde se desarrollan (Ramírez-González 2006).

En diversos arrecifes, principalmente del Caribe, se ha reportado un cambio de fase; es decir, las algas carnosas han alcanzado coberturas mayores al 50%, desplazando así a los corales constructores de arrecife (Hughes 1994, Edmunds y Carpenter 2001, Bruno *et al.* 2009). Según el modelo de dominancia relativa de Littler y Littler (1984), la dominancia de este gremio algal se ve favorecida por bajos niveles de herbivoría y una elevada concentración de nutrientes disponibles; sin embargo, algunos estudios indican que el factor principal en la regulación de las poblaciones algales es la herbivoría, siendo los principales consumidores los peces herbívoros y los erizos (Burkepile y Hay 2006, Mumby 2006). Estos últimos se vieron gravemente afectados en la década de los 80s, y con ellos la trama trófica arrecifal, a causa de una epidemia que se propagó en todo el Caribe disminuyendo drásticamente las poblaciones del erizo *Diadema antillarum* (Martín-Blanco *et al.* 2011, Ruiz-Ramos *et al.* 2011); esto se ha relacionado significativamente con el aumento de la cobertura absoluta de algas carnosas y con ello, la disminución de las tasas de reclutamiento coralino, debido a que entre corales y algas existe una fuerte interacción en donde las algas calcáreas encostrantes favorecen químicamente el asentamiento de las larvas plánulas de los corales hermatípicos, mientras que las algas carnosas compiten fuertemente con los corales por el sustrato gracias a sus altas tasas de proliferación y crecimiento, viéndose beneficiadas cuando hay altos niveles de nutrientes en el agua (McManus y Polsenberg 2004, Jordán-Dahlgren 2004, Littler *et al.* 2006, Costa Jr. *et al.* 2008).

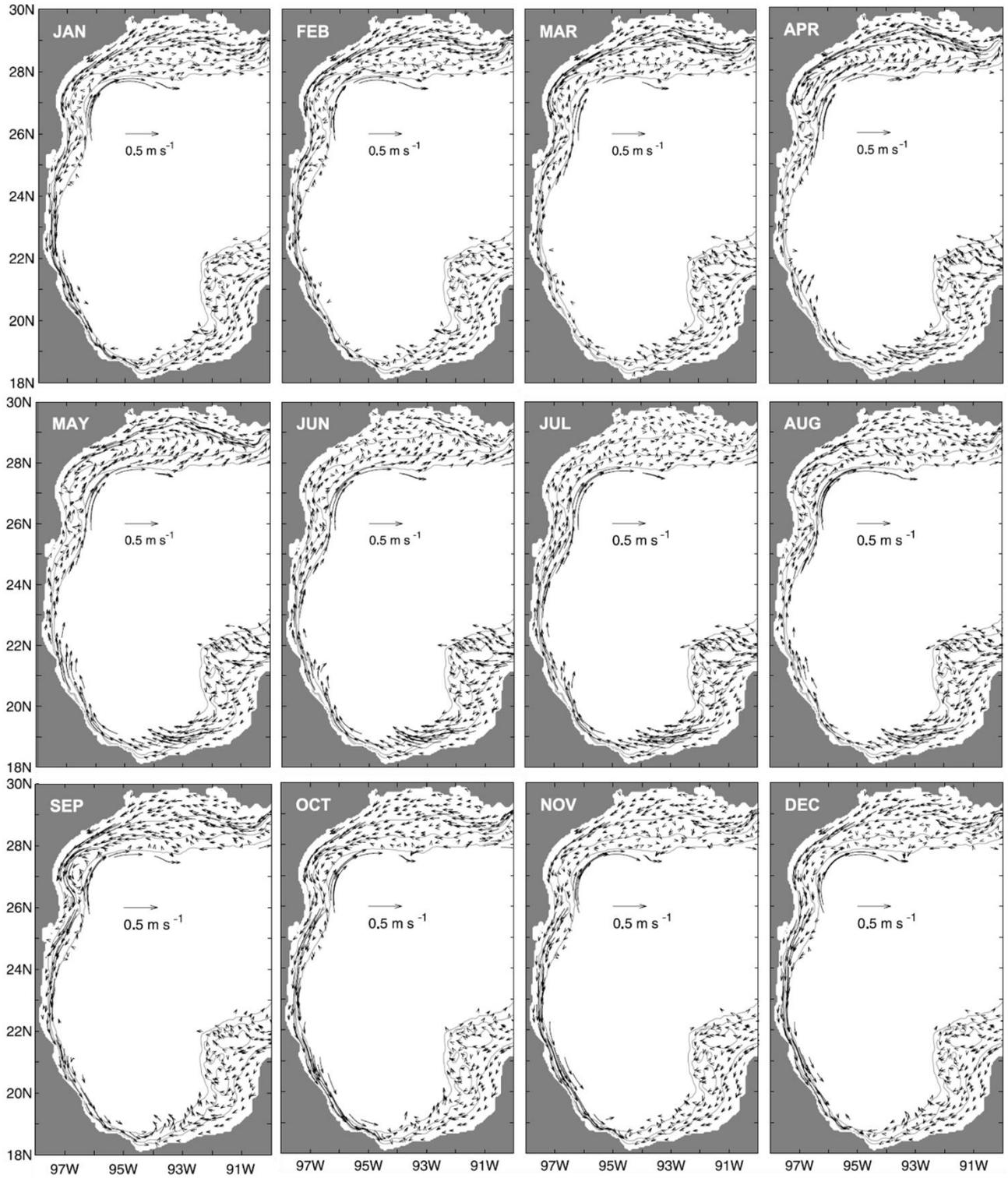
Estudios que se han realizado en diversas partes del mundo respecto a los efectos que tiene la descarga de aguas y sedimentos sobre las condiciones ambientales y/o de las comunidades arrecifales (Ramos *et al.* 2004, Fabricius *et al.* 2005 y 2013, Costa Jr. *et al.* 2008, Golbuu *et al.* 2008, Smith *et al.* 2008, Restrepo y Alvarado 2011, Li *et al.* 2013, Roder *et al.* 2013), señalan que el estado de conservación de los arrecifes está directamente relacionado con la distancia a la que se encuentran de las fuentes de impacto.

Dado que el Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) se desarrolla frente a la ciudad más grande del Sur del Golfo de México (SGM), donde también se encuentra el puerto mexicano más importante de El Golfo, resulta evidente que los arrecifes del SAV son de los más impactados del Golfo de México (GdM) (Horta-Puga 2003, Jordán-Dahlgren 2004)

El SAV se encuentra en el área de influencia de 2 importantes cuencas hidrológicas: la del norte de Veracruz y la del Papaloapan, su extensión está delimitada por la descarga fluvial de 3 ríos: el Río La Antigua, al norte del puerto de Veracruz, el Río Jamapa, que divide al sistema en grupos norte y sur, y el Río Papaloapan, al sur de Antón Lizardo, siendo este último el segundo sistema fluvial más caudaloso del país, tan sólo después del sistema Grijalva-Usumacinta; la cuenca del Papaloapan, abarca una superficie de 46, 517 km<sup>2</sup>, donde el escurrimiento natural superficial medio es de 44, 662 millones de m<sup>3</sup>/año de agua dulce y sedimentos (CONAGUA 2012), que por su origen agrícola, pecuario, urbano e industrial, da como resultado un ambiente marino litoral muy contaminado; el clima de esta región es cálido-subhúmedo con lluvias en verano (García 1973), de forma que este período es especialmente crítico para los arrecifes de coral; ya que, entre abril y octubre las lluvias incrementan la cantidad de agua que desemboca en el mar, y es cuando se alcanzan los niveles más altos de volumen y carga de materiales en suspensión y nutrientes que son acarreados por los ríos desde su origen en los parteaguas de las cuencas hasta su salida al mar; este impacto se ve potenciado por la circulación oceánica en la zona, ya que esta varía estacionalmente, siendo que durante la temporada de lluvias la dirección de las corrientes marinas superficiales va de sur a norte (figura 1.1), arrastrando los efluentes del Río Papaloapan hasta los arrecifes del SAV, a una velocidad promedio de 0.7 m/s, mientras que durante la temporada de secas, las corrientes van de norte a sur, y el SAV recibe aguas influenciadas por los ríos La Antigua y Jamapa con menos sólidos en suspensión (Dubranna *et al.* 2011, Martínez-López y Parés-Sierra 1998, Schmitz *et al.* 2005, Zavala-Hidalgo

*et al.* 2003), por lo que la influencia durante esta temporada es mucho menor. Debido a la influencia conjunta de los ríos Jamapa y Papaloapan, hay momentos en que la salinidad en superficie puede descender drásticamente alcanzando valores de hasta 14 UPS, lo que representa condiciones de estrés para las comunidades arrecifales (Horta-Puga 2007, True 2012). La cercanía con el puerto más importante del Golfo de México también tiene un gran impacto desde los daños físicos directos, la contaminación química del agua y aire, hasta efectos biológicos por el acarreo de especies exóticas que llegan a causar desequilibrio en las redes tróficas locales (Carriquiry y Horta-Puga 2010, Horta-Puga 2007). En el caso de la Laguna de Alvarado, que es donde se unen y descargan sus aguas los Ríos Blanco y Papaloapan, Lara-Domínguez *et al.* (2011) mencionan que las áreas con mayor impacto son las que se encuentran próximas al Puerto de Alvarado, debido principalmente a las aguas residuales provenientes de la propia ciudad, con presencia de coliformes fecales y plaguicidas como Edusolfán II, Edrín y Aldrín.

Como se puede observar en fotografías satelitales (Figura 1.2), Cabezo y Rizo son los primeros arrecifes a los que llega la pluma fluvial del río Papaloapan, a 30 km de distancia en línea recta desde su desembocadura proveniente de la Laguna de Alvarado (Rosales-Hoz *et al.* 2010). Cabezo es el arrecife localizado más al sur de todo el SAV, es también el de mayor tamaño, lo que sugiere que en algún momento sus tasas de acreción fueron superiores a las del resto de los arrecifes; sin embargo, estudios recientes indican que actualmente es uno de los que presentan menor cobertura y densidad coralinas, así como altas coberturas algales (Padilla 1989, Horta-Puga 2003, Jones *et al.* 2008, Pérez-España y Vargas-Hernández 2008, Horta-Puga *et al.* 2014). Esto puede estar determinado por diversas fuentes de impacto, entre las que se podría considerar el Río Jamapa; sin embargo, a pesar de tener su desembocadura a tan sólo 24 km del arrecife Cabezo, no se considera la principal, ya que cuando presenta una mayor descarga fluvial, las corrientes superficiales la transportan al norte, quedando el arrecife Cabezo fuera de su área de influencia, por lo que éste sería afectado únicamente por los aportes fluviales del río Papaloapan. Sin embargo, esto aún no se ha estudiado; así como tampoco se ha establecido la relación que podría tener la influencia de la pluma fluvial con las comunidades arrecifales.



**Figura 1.1. Corrientes superficiales promedio por modelación numérica con datos de 7 años (Zavala-Hidalgo *et al.* 2003).**



**Figura 1.2. Pluma fluvial del Río Papaloapan (Earth Science and Remote Sensing Unit, NASA Johnson Space Center).**

### *Antecedentes*

Dada la importancia de este ecosistema, ha sido objeto de diversos estudios, entre los que podemos mencionar los siguientes: en 1890, Heilprin llevó a cabo la primera expedición de caracterización de los arrecifes del SAV; Horta-Puga (2003), respecto a la condición de corales y algas en 3 arrecifes del puerto de Veracruz, reportó una baja densidad de reclutas y discutió la posibilidad de recuperación de dichos arrecifes; Pérez-España y Vargas-Hernández (2008) realizaron la Caracterización ecológica y monitoreo del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV); Rangel-Ávalos *et al.* (2008) estudiaron las comunidades de peces y bentos en 18 sitios del PNSAV; Jones *et al.* (2008) compararon las comunidades coralina y algal de 6 arrecifes del SAV; y como principal antecedente se encuentra el programa permanente de monitoreo del Sistema Arrecifal Veracruzano (Proyecto CONABIO GM005 (Horta-Puga y Tello-Musi 2009), del cual forma parte este estudio, que mantiene un monitoreo permanente en 10 arrecifes del SAV. En el arrecife Cabezo también se han realizado algunos trabajos de tesis de

licenciatura, como: Padilla (1989) estudió la estructura comunitaria de escleractinios; Cruz-Ortega (2009), estudió el reclutamiento coralino en 10 arrecifes del SAV.

También se han realizado estudios que analizan la influencia ambiental sobre los arrecifes del SAV entre los que destacan los siguientes: Carricart-Ganivet y Merino (2001) compararon el crecimiento de *Montastraea annularis* en un gradiente de influencia continental en los arrecifes frente al puerto de Veracruz y encontraron que ante un ambiente más hostil, la tasa de crecimiento aumenta, mientras que la de calcificación y la densidad disminuyen; Carriquiry y Horta-Puga (2010) analizaron la contribución de las descargas fluviales, los cambios de usos de suelo y los lodos de perforación petrolera en el registro de Barrio/Calcio de *Montastraea faveolata*, identificando como causas de variación: la industria, cambio en el uso del suelo y la explotación petrolera; Gutiérrez-Ruiz *et al.* (2011) compararon los arrecifes Sacrificios y Santiaguillo y encontraron que las perturbaciones antropogénicas además de propiciar enfermedades y otros síndromes, conducen a decrementos locales en la diversidad de especies de corales pétreos.

A pesar de que en el SAV ya se han realizado trabajos a cerca del efecto de las descargas continentales sobre el contenido de contaminantes en el medio marino y en organismos como algas y corales, es importante continuar con estudios que ayuden a mejorar el conocimiento de los patrones ecológicos, para llegar a establecer relaciones causa-efecto que faciliten la toma de decisiones para la conservación de este ecosistema; por lo anterior, se decidió buscar evidencia de los efectos que podría estar ejerciendo la pluma fluvial del río Papaloapan sobre el arrecife más cercano a su desembocadura, es decir, Cabezo.

Dado que el volumen de descarga fluvial (determinado por la precipitación pluvial) y el patrón de corrientes superficiales se presentan en ciclos con variación anual, es de esperarse que la variación de la influencia del río Papaloapan se vea reflejada temporal y espacialmente en las comunidades arrecifales: en la comunidad algal de un arrecife debido a la rapidez de sus ciclos de vida, y en las comunidades coralinas de diferentes arrecifes, debido a que el hecho de encontrarse en condiciones distintas ambientales propicia diferencias ecológicas en cuanto a la composición y estructura de dichas comunidades.

## Objetivos

### General

Analizar la influencia de la pluma fluvial del río Papaloapan sobre la estructura de las comunidades coralina y algal del arrecife Cabezo.

### Particulares

Describir el estado de la comunidad coralina en cuanto a: cobertura, densidad, coberturas relativas, talla, densidad de reclutas, diversidad ecológica, mortalidad parcial, enfermedades y blanqueamiento.

Describir el estado de la comunidad algal en cuanto a: cobertura relativa de algas carnosas, filamentosas y calcáreas encostrantes.

Describir el estado de la comunidad de ramoneadores bénticos en cuanto a densidad de individuos de los géneros *Echinometra* y *Diadema*.

Comparar las comunidades de corales, algas y erizos de Cabezo entre las dos temporadas: lluvias y secas.

Comparar las comunidades de corales, algas y erizos de Cabezo con las de otros arrecifes, uno con similar influencia terrestre y otro con menor.

Recopilar y analizar información publicada sobre las condiciones ambientales en el área de estudio.

## MATERIALES Y MÉTODOS

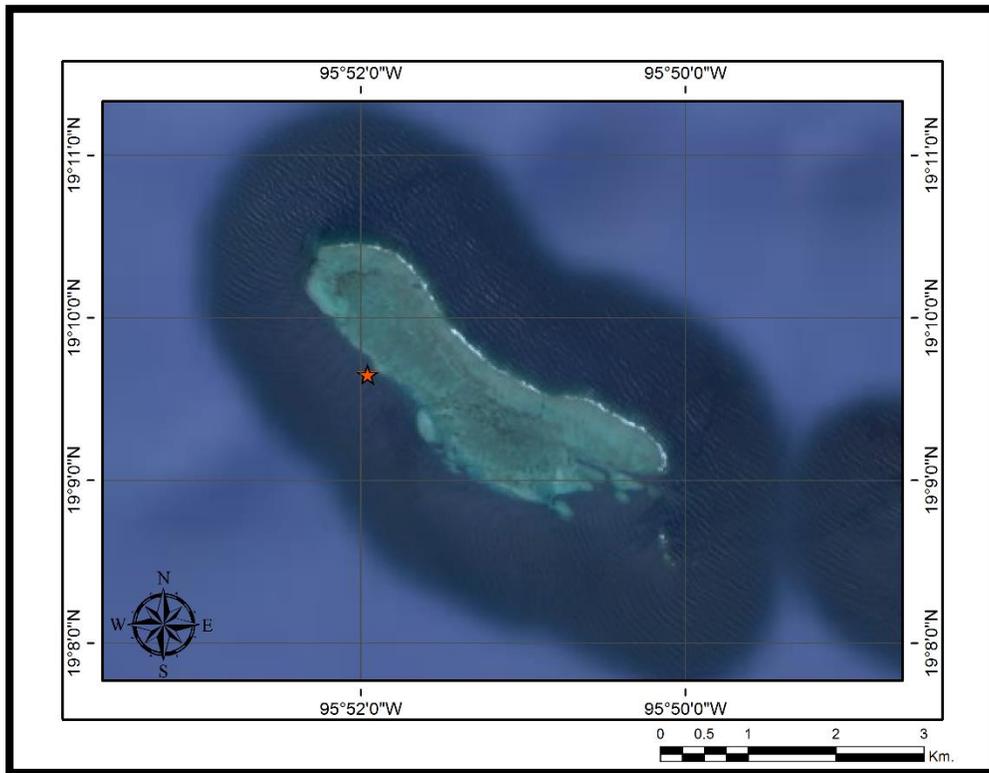
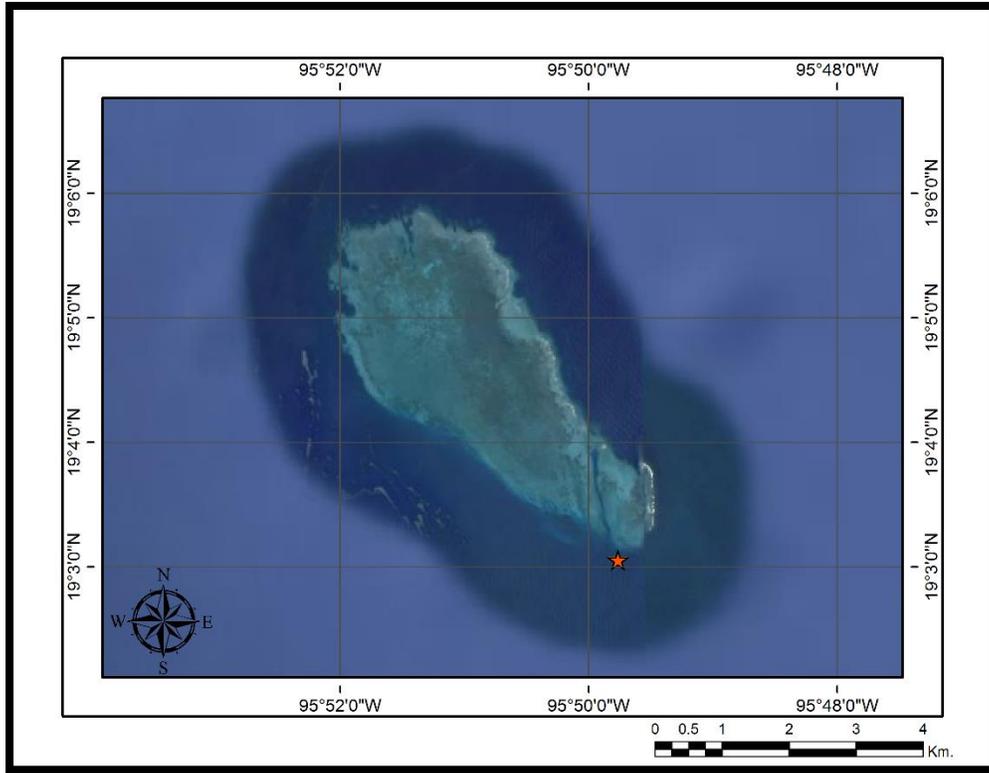
### *Área de estudio*

El SAV se sitúa entre las coordenadas geográficas 19° 02' 16" y 19° 15' 32" N y 95° 46' 55" y 96° 11' 25" W, en la porción central del estado de Veracruz, está constituido por más de 20 arrecifes de tipo plataforma y costeros; está dividido en dos grupos por la desembocadura del río Jamapa: Norte, integrado por pequeños arrecifes frente al Puerto de Veracruz, y Sur, frente a la costa de Antón Lizardo, donde los arrecifes son de mayor extensión. Los arrecifes del SAV se caracterizan por tener una zonificación bien definida: arrecife frontal, cresta arrecifal, planicie arrecifal y arrecife posterior (Emery, 1963, Lara *et al.* 1992, Horta-Puga 2007).

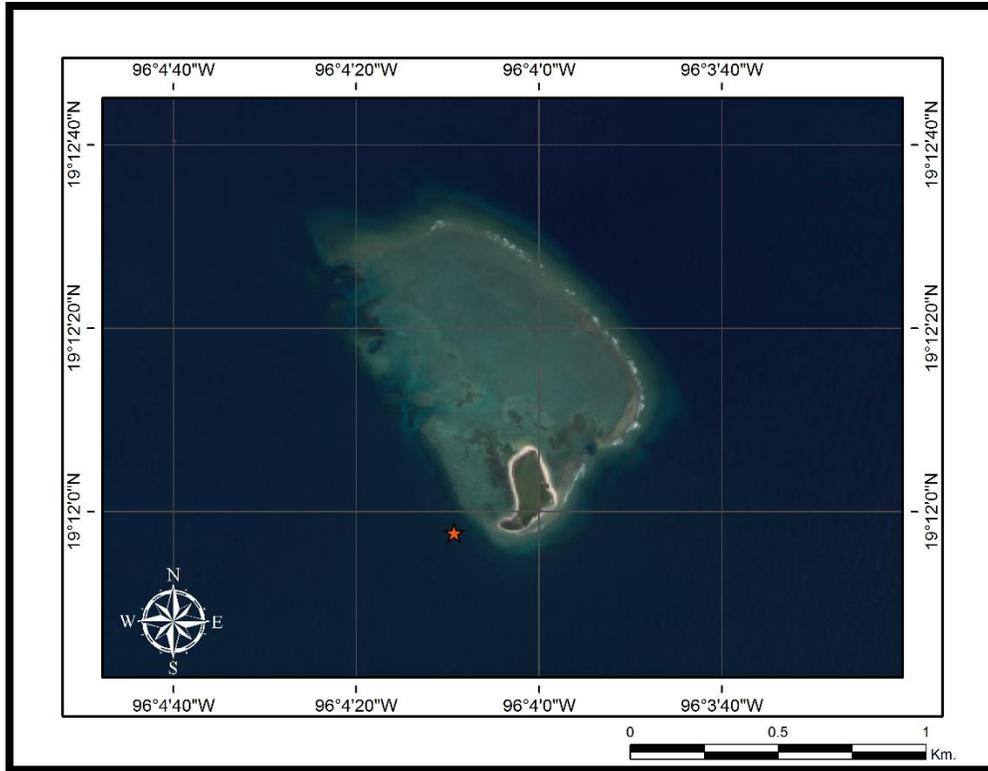
La localidad de estudio es el arrecife Cabezo que se encuentra en el extremo sur del SAV. Es un arrecife de tipo plataforma localizado entre los 19°06'28" N, 95°52'48" W y los 19°02'14" N, 95°48'41" W, a 14.2 km de la costa; es el arrecife más grande del SAV, su eje más largo se extiende en dirección NW-SE con una longitud de 6.2 km en la planicie (Carricart-Ganivet y Horta-Puga 1993), se encuentra a 30.2 km de distancia de la desembocadura del Río Papaloapan (Rosales-Hoz *et al.* 2010). Para efectos comparativos se seleccionaron 2 arrecifes geológicamente similares (arrecifes de plataforma, alejados de la costa y pertenecientes al SAV), con condiciones ambientales (ecológicas) similares o contrastantes. El arrecife Isla Verde se eligió por estar influenciado por la descarga fluvial del río Jamapa (condiciones similares), y el arrecife Anegada de Afuera se eligió para comparar con una localidad arrecifal no influenciada directamente por descarga fluvial. El arrecife Anegada de Afuera se encuentra a 17.2 km de distancia de la costa y es el segundo arrecife de mayor tamaño del SAV, cuyo eje mayor mide 4.37 km y el menor 1.25 km. El arrecife Isla Verde se encuentra a 6.3 km de la costa, y a 11.3 km al noreste de la desembocadura del río Jamapa, es un arrecife más pequeño, que tiene un eje mayor de 1.12 km y un eje menor de 0.75 km (Figura 2.1).



**Figura 2.1. Área de estudio.**



**Figura 2.2. Sitios de muestreo. A: arrecife Cabezo, B: arrecife Anegada de Afuera**

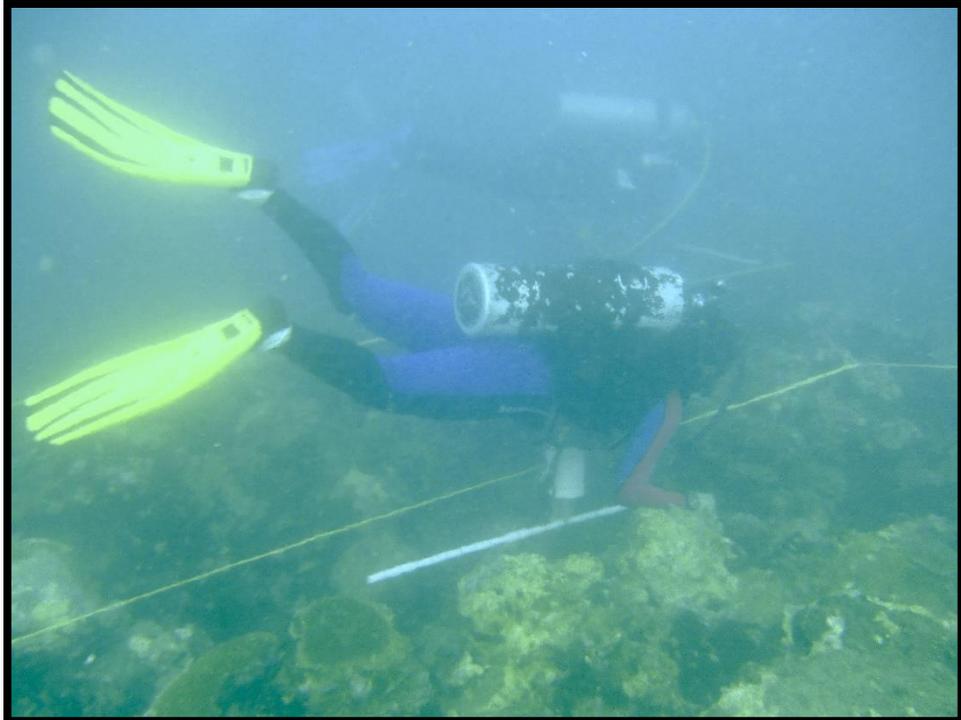


**Figura 2.2 (cont.). Sitios de muestreo. C: arrecife Isla Verde**

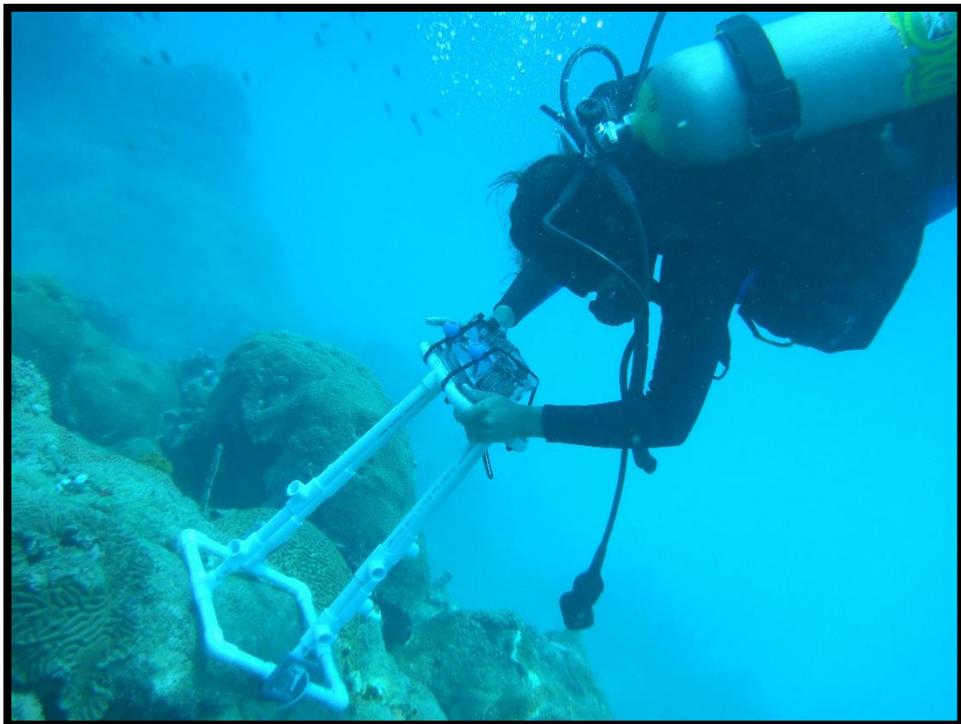
### *Estrategia metodológica*

El muestreo incluyó los arrecifes Cabezo, Isla Verde y Anegada de Afuera, los cuales por su ubicación permiten comparar la influencia de la descarga fluvial en las comunidades arrecifales. Asimismo, para determinar las diferencias entre los periodos de lluvias (julio-octubre) y secas (marzo-mayo), 2 de las estaciones climáticas más importantes para la zona de estudio (Carrillo *et al.* 2007), cada localidad arrecifal fue muestreada en octubre del 2012 y en marzo de 2013. Adicionalmente, los muestreos se llevaron a cabo en sitios específicos con condiciones ecológicas similares; es decir, en la zona de arrecife posterior (talud de sotavento) ubicada al SW de cada arrecife, entre 9-12 m de profundidad (Figuras 2.2), que es la zona con mayor diversidad y cobertura coralina en los arrecifes del SAV (Horta-Puga 2003, Horta-Puga *et al.* 2015).

Para determinar la estructura de la comunidad coralina se utilizó el método del transecto en línea (Figura 2.3). En cada sitio de muestreo se llevaron a cabo tantos transectos (10 m) como fuera necesario para incluir información de al menos 100 colonias coralinas, considerada la cantidad mínima representativa (Horta-Puga 2003, Horta-Puga *et al.* 2015). La densidad de herbívoros (erizos ramoneadores), se obtuvo por el método de transecto en cinta (1x10 m), ubicados en la misma posición que los transectos en línea para la comunidad coralina. La cobertura de los grupos algales (algas carnosas, algas filamentosas y algas calcáreas) se determinó por el método de cuadrantes (25x25 cm), 120 cuadrantes por sitio de muestreo, para cubrir un área de 7.5 m<sup>2</sup>, como mínimo (Figura 2.4). Estos mismos cuadrantes se usaron para determinar el índice de reclutamiento. En términos generales el método de evaluación y monitoreo que se aplicó en el presente proyecto, fue el propuesto para el proyecto CONABIO GM005 (Horta-Puga y Tello-Musi 2009), el cual está basado en el Protocolo de Evaluación Rápida, del Proyecto AGRRA (<http://www.agrra.org>), el cual ha sido utilizado exitosamente para determinar la condición de los arrecifes del Atlántico Tropical Occidental (Lang 2003), y en especial en el SAV (Horta-Puga 2003, Horta-Puga y Tello-Musi 2009, Horta-Puga *et al.* 2015).



**Figura 2.3. Muestreo de la comunidad coralina mediante transecto en línea.**



**Figura 2.4. Muestreo de las comunidades coralina y algal mediante fotocuadrantes.**

### *Trabajo de campo*

En cada sitio de muestreo se procedió de la siguiente manera:

#### *Comunidad de Corales Hermatípicos*

Los transectos se ubicaron, en ambos muestreos a partir de un punto previamente georreferenciado, en posición paralela al contorno del talud arrecifal. Para colocar el transecto se extendió una cinta métrica de 10 m sobre el fondo arrecifal. En éste, para cada colonia intersectada, se registraron los siguientes datos: (1) especie, se identificaron con ayuda de guías sumergibles [Apéndice 1]; (2) longitud de intercepción, medida bajo la línea del transecto [Figura 2.5]; (3) diámetro máximo en vista superior; (4) diámetro perpendicular (con respecto al diámetro máximo); (5) altura; (6) mortalidad parcial, se determinó por una estimación visual el porcentaje de tejido muerto/necrosado/perdido del área total de la colonia [Figura 2.6]; (7) enfermedades, si el individuo presentaba alguna enfermedad y cuál [Apéndice 2]; y (8) blanqueamiento, presencia/ausencia. Para las mediciones se utilizó un tubo de PVC de 1 m de largo, marcado cada 5 cm.

#### *Reclutamiento coralino y comunidad algal*

Para determinar estos parámetros se usó el método de cuadrantes (25x25 cm). El cuadrante se delimitó con una estructura de PVC, de la cual se obtuvo una fotografía digital de alta resolución (10 megapíxeles), denominado fotocadrante (Figura 2.7). Los cuadrantes sólo se ubicaron áreas carentes de corales hermatípicos vivos.

#### *Comunidad de Ramoneadores Bénticos*

Se estimó la densidad de los erizos *Echinometra* (*E. lucunter* + *E. viridis*) y *Diadema antillarum* sobre los mismos transectos de la evaluación de la comunidad coralina (Figura 2.8). Esto se hizo por medio de un transecto en banda (10 m<sup>2</sup>), se siguió la línea del transecto en el cual se contaron y registraron los erizos de estos géneros que se encontraron dentro del área muestreada (50 cm a cada lado) (Figura 2.9).

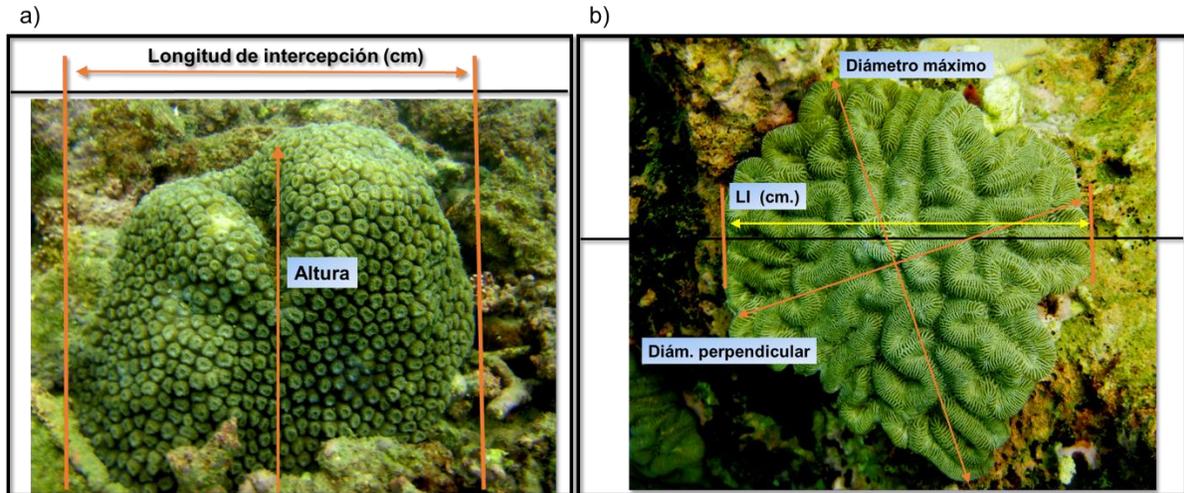


Figura 2.5 Mediciones de corales.

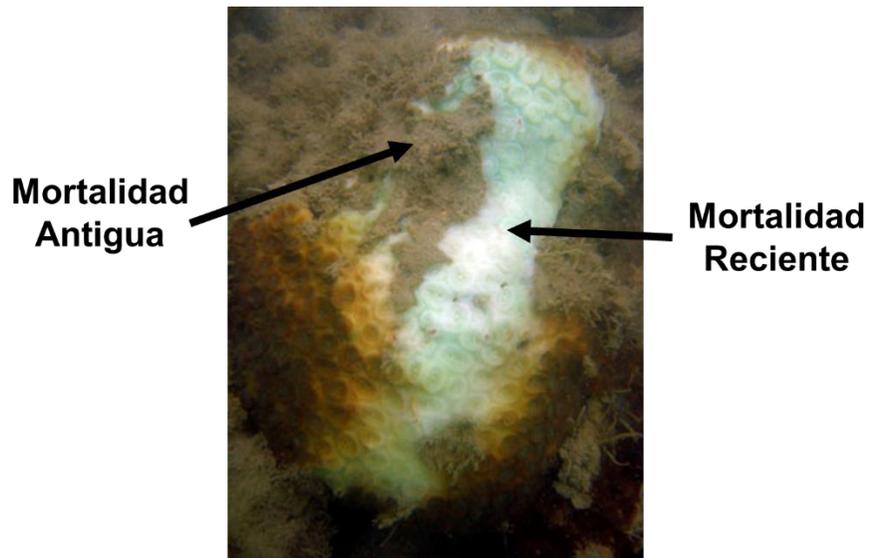
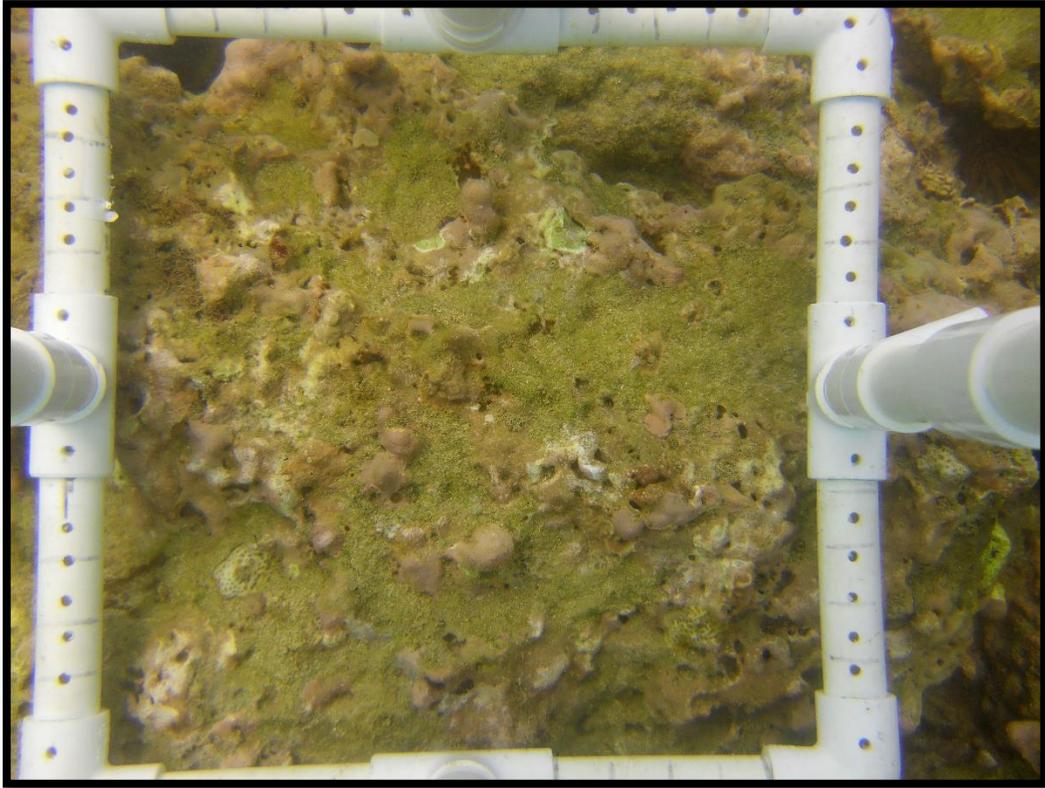


Figura 2.6. Tipos de mortalidad parcial.



**Figura 2.7. Vista de un fotocadrante.**

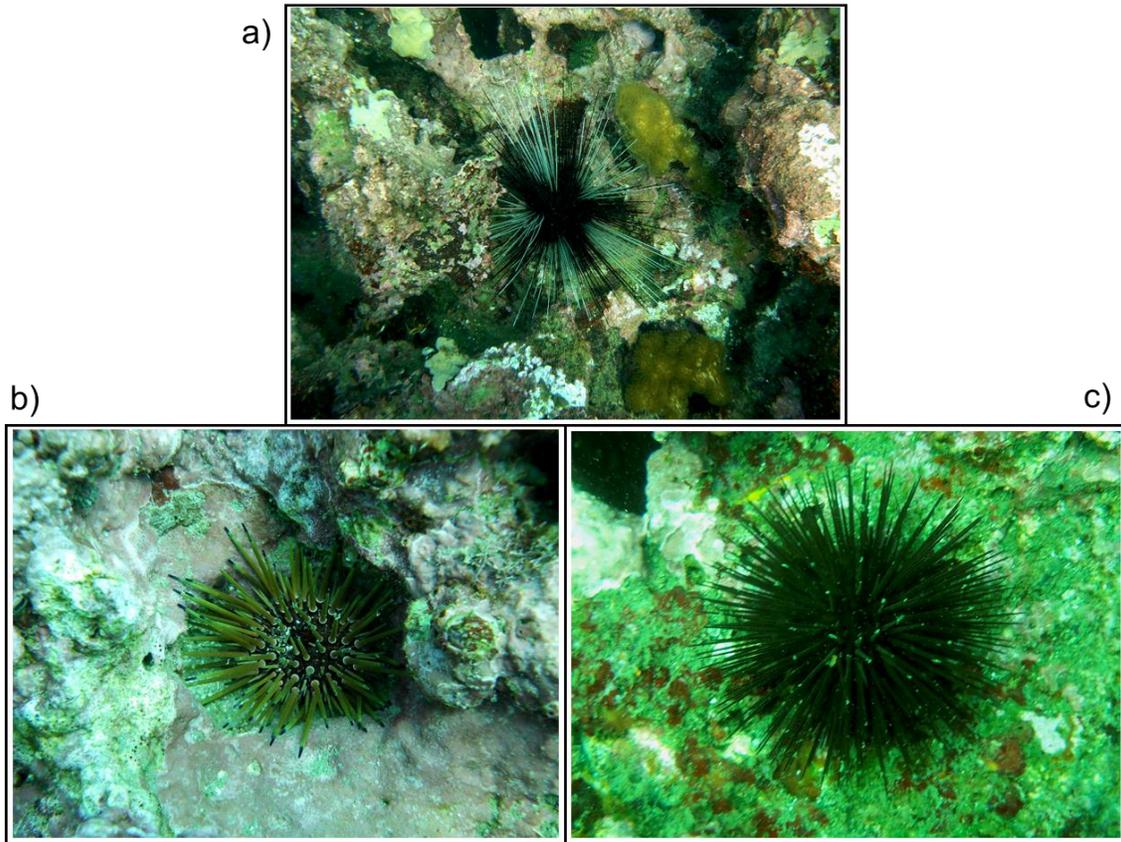
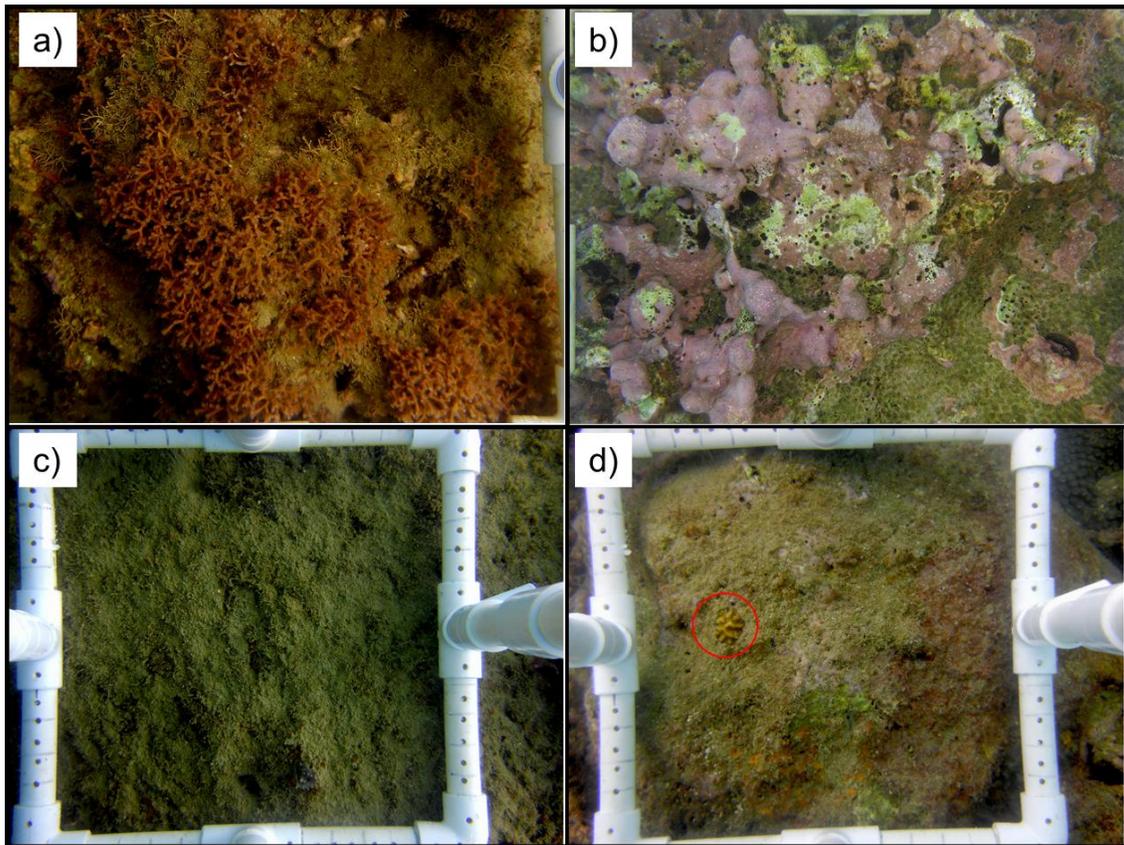


Figura 2.8. Especies de erizos estudiados. a) *Diadema antillarum*; b) *Echinometra viridis*; c) *E. lucunter*



Figura 2.9. Muestreo de erizos mediante transecto en banda.



**Figura 2.10. Gremios algales: a) algas carnosas, b) algas calcáreas, c) algas filamentosas; y d) recluta coralino.**

## *Trabajo de gabinete*

### *Comunidad coralina*

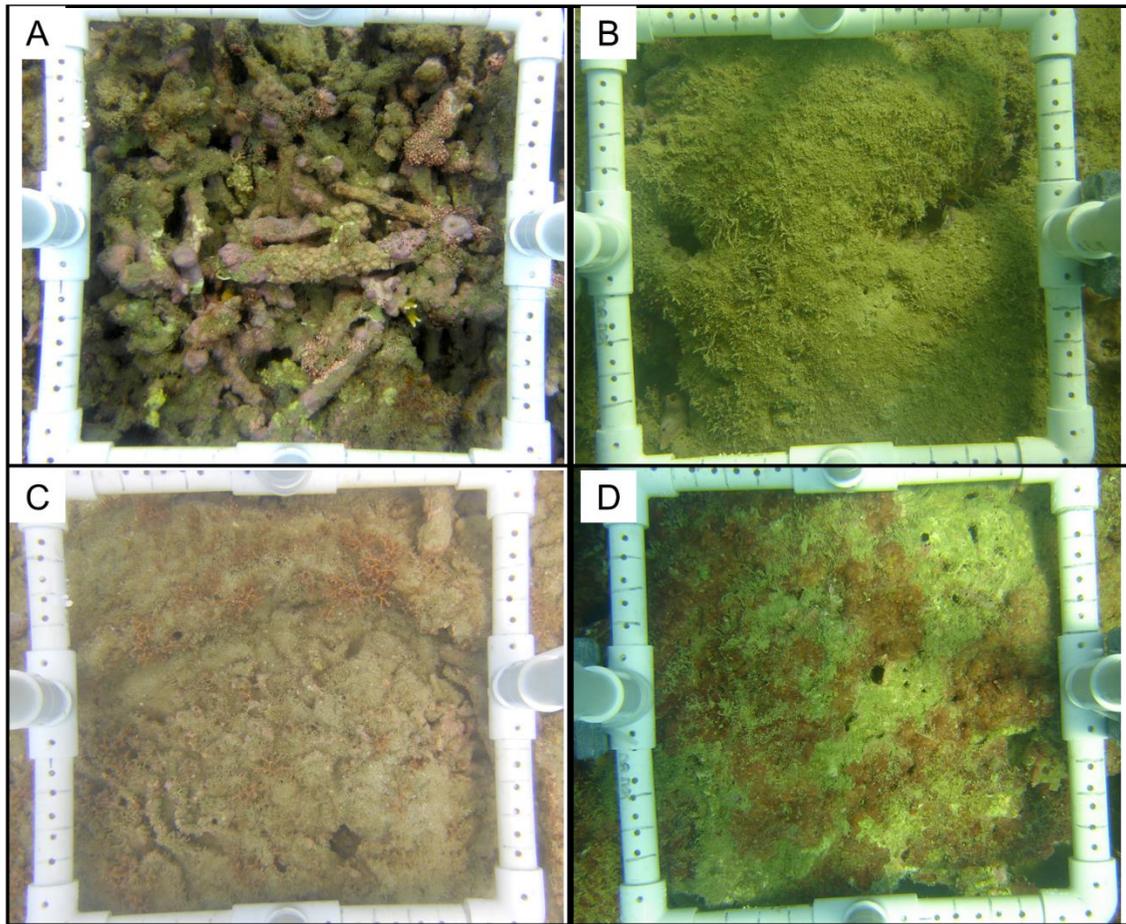
Con los datos obtenidos se determinó para cada colonia su condición, considerando los siguientes parámetros: (1) especie, de acuerdo a la clasificación de Veron (1995), con las modificaciones propuestas por Budd *et al.* (2012); (2) talla; (3) enfermo o sano; (4) tipo de enfermedad, según sea el caso; (5) blanqueado o sano; y (6) proporción de tejido perdido por mortalidad parcial. Para toda la comunidad coralina y por sitio de muestreo se determinaron: (1) riqueza específica [no. total de especies], (2) densidad [colonias/m]; (3) cobertura [proporción del área cubierta por corales vivos]; (4) cobertura relativa por especie [proporción del área cubierta por cada especie de coral]; (5) abundancia relativa [proporción de cada especie del total registrado]; (6) proporción de la comunidad afectada por alguna enfermedad; (7) proporción de la comunidad afectada por blanqueamiento; (8) proporción de la comunidad que presenta mortalidad parcial; (9) densidad de reclutas coralinos [colonias/m<sup>2</sup>] (ver siguiente sección); (10) talla promedio; y (11) diversidad ecológica [Shannon-Wiener].

### *Comunidad algal*

En cada fotocuadrante se evaluó en la imagen digitalizada, mediante estimación visual, la cobertura en unidades porcentuales de cada gremio algal (Figura 2.10). Éstos se han clasificado por sus características morfológicas y sus requerimientos ecológicos (Littler 1980, Littler y Littler 1980, 1984, Lehman 2007) en: (1) macroalgas o algas carnosas (MA), tienen un talo bien desarrollado, carnoso y con frecuencia superior a los 10 mm, pueden ser Clorofitas, Rodofitas o Feofitas, algunos géneros son *Dictyota*, *Caulerpa*, *Halimeda* y *Lobophora*; (2) algas filamentosas o césped algal (F), su altura varía entre 1-10 mm, pueden ser Clorofitas, Feofitas o Cianofitas; (3) algas calcáreas (C), presentan un talo encostrante muy calcificado, son Rodofitas del Orden Corallinales. La cobertura de cada gremio se calculó promediando los porcentajes que obtuvo en cada fotocuadrante (Figura 2.11). Se calculó también la superficie cubierta por roca desnuda, arena y otros invertebrados sésiles. Asimismo, en cada fotocuadrante se contaron el número de reclutas coralinos, reconocibles por ser colonias pequeñas (<2 cm), y se determinó su identidad taxonómica hasta el nivel de género (Figura 2.12). Con estos datos se calculó la densidad de reclutas (individuos/m<sup>2</sup>).

*Comunidad de Ramoneadores Bénticos*

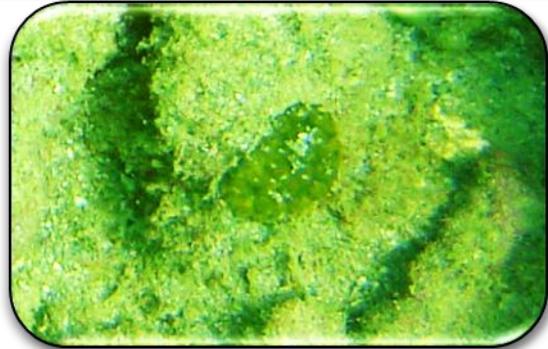
Tanto para *Echinometra* spp. como para *Diadema antillarum*, se calculó la densidad (individuos/m<sup>2</sup>).



**Figura 2.11. Análisis de la cobertura relativa. A) MA-65%, CL-35%, RC-5%; B) MA-75%, FL-15%, CL-5%, OT-5%; C) MA-70%, CL-20%, AR-10%; D) MA-10%, FL-35%, CL-55%.**



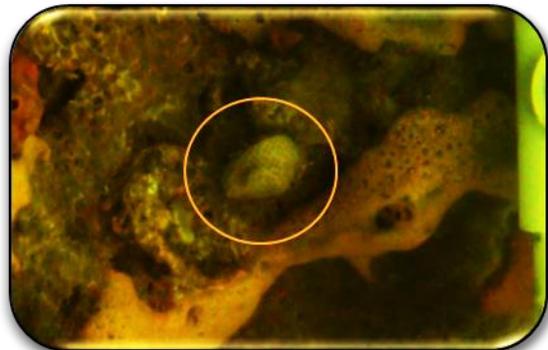
*Agaricia* sp.



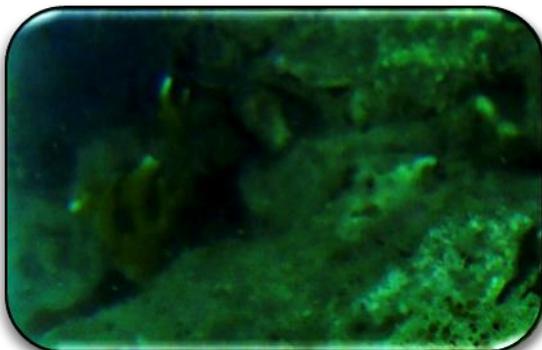
*Montastraea* sp.



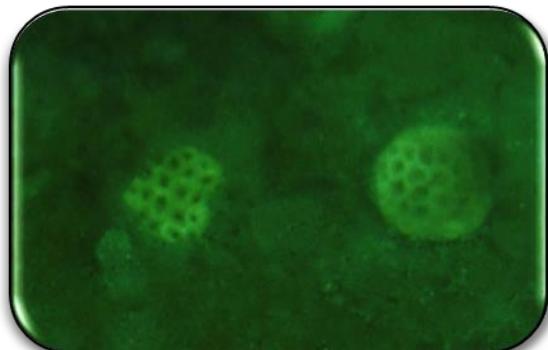
*Colpophyllia* sp.



*Porites* sp.



*Millepora* sp.



*Siderastraea* sp.

Figura 2.12. Reclutas coralinos registrados en este estudio.

## Condiciones ambientales

Para conocer la variación en la descarga del río Papaloapan se consultó en la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) la información disponible de las estaciones hidrométricas #28135 – Chacaltianguis (por ser la más próxima a la desembocadura del Papaloapan) y #28040 – El Tejar (para el río Jamapa); del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS) se extrajeron las tablas de datos hidrométricos mensuales de las cuales se utilizaron todos los registros disponibles desde 1973 hasta 2011 (CONAGUA varios años), para obtener los promedios mensuales de volumen de escurrimiento (miles de m<sup>3</sup>).

Adicionalmente, se obtuvieron los promedios mensuales de concentración de clorofila *a* en el mar, como medida indirecta de la abundancia fitoplanctónica relacionada con la biodisponibilidad de nutrientes del periodo de abril/2012 a marzo/2013. Se descargaron los archivos publicados por la CONABIO en formato ráster con resolución espacial de 950 x 1,000 m., los cuales se incorporaron a un Sistema de Información Geográfica para la elaboración de mapas comparativos del área de interés, obteniéndose también los valores mensuales para el punto de muestreo de cada arrecife (CONABIO 2012 y 2013).

Así mismo, se consultaron los informes del proyecto CONABIO GM005, de los meses octubre/2013 y marzo/2014 (mismos meses, un año después del presente estudio) para la obtención de los siguientes parámetros en cada arrecife: sólidos disueltos totales (SDT), sólidos suspendidos (SS), grasas y aceites (GyA), visibilidad (vis), oxígeno (O<sub>2</sub>), temperatura (T), salinidad (S); así como los parámetros físicos, químicos y biológicos de los ríos Jamapa y Papaloapan en el compendio de estadísticas ambientales 2010 (SEMARNAT 2010).

### *Análisis de datos*

La influencia del río Papaloapan sobre la condición y estructura de las comunidades bénticas se evaluó en dos dimensiones: temporal (lluvias vs. secas) y espacial (entre arrecifes).

Para la comparación temporal, se consideraron únicamente los parámetros ecológicos que presentan alta variabilidad temporal; es decir, que de acuerdo a la biología de los organismos, los cambios ocurren en semanas o pocos meses, tal es el caso de la cobertura relativa de los grupos bentónicos, reclutamiento coralino, blanqueamiento, enfermedades, mortalidad parcial y densidad de erizos. Para cada arrecife se analizaron los datos de cada campaña de muestreo, realizando primero la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, y dado que en todos los casos alguno de los conjuntos de datos presentaba distribución no-normal, se realizó la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney para muestras independientes. Se compararon para cada parámetro los valores de transectos o fotocuadrantes de lluvias contra los de secas.

Para la comparación espacial se utilizaron todos los parámetros evaluados, calculando para cada arrecife el promedio de los transectos y los fotocuadrantes de ambos muestreos, nuevamente se realizó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, y dado que en todos los casos alguno de los conjuntos de datos presentaba distribución no-normal, se utilizaron las pruebas no-paramétricas para muestras independientes de Kruskal-Wallis (para determinar si había diferencias significativas entre los tres arrecifes) y la de U de Mann-Whitney (para determinar entre cuáles pares de arrecifes se encontraban las diferencias).

Para comparar la estructura de la comunidad coralina entre arrecifes se calculó el índice de similitud de Renkonen (Rocha *et al.* 2006) con los siguientes conjuntos de datos: 1) cobertura relativa de especies coralinas, 2) cobertura relativa de grupos bentónicos en lluvias, 3) cobertura relativa de grupos bentónicos en secas y 4) cobertura relativa de grupos bentónicos en ambas temporadas de acuerdo a la fórmula:

$$S_{jk} = \sum_{i=1}^s \min (P_{ij} , P_{ik})$$

donde  $S_{jk}$  es el porcentaje de similitud entre las comunidades  $j$  y  $k$ , y  $P_{ij}$  y  $P_{ik}$  son respectivamente los valores de los atributos (en porcentajes) de las entidades que se comparan.

A los parámetros ambientales se les calculó el porcentaje de variación que presentaron en la temporada de secas respecto a la de lluvias, de acuerdo a la siguiente fórmula.

$$V\% = (X_{LL} - X_S) / X_{LL} * 100$$

donde V% es el porcentaje de variación, X<sub>LL</sub> y X<sub>S</sub> son los valores del parámetro en lluvias y en secas, respectivamente.

Finalmente, se contrastaron los parámetros comunitarios con los ambientales y se indagó si pudiese haber una relación entre estos.

**Cuadro 2.1.**

**Parámetros ecológicos evaluados en la comunidad coralina.**

<b>Parámetro</b>	<b>Fórmula</b>	<b>Descripción</b>
Riqueza específica	S	Número de especies registradas
Abundancia relativa ( $p_i$ )	$p_i = n_i / N$	$n_i$ = número de individuos la especie $i$ $N$ = número de individuos de todas las especies
Densidad de adultos (D)	$D = N/A$	$N$ = número de individuos de todas las especies $A$ = área total muestreada
Densidad relativa ( $D_i$ )	$D_i \% = (D_i / D) 100$	$D_i$ = densidad de la especie $i$ $D$ = densidad total
Cobertura (C)	$C = (\sum L_i / L_t) 100$	$L_i$ = longitud de intercepción de todas las especies $L_t$ = longitud total de los transectos
Cobertura relativa ( $C_i$ %)	$C_i \% = (C_i / C) 100$	$C_i$ = cobertura de la especie $i$ $C$ = cobertura total de coral vivo
Talla	Talla = [Diámetro Máximo + Diámetro Perpendicular + (Altura x 2)]/3	

**Cuadro 2.1 (cont.)**

**Parámetros ecológicos evaluados en la comunidad coralina.**

<b>Parámetro</b>	<b>Fórmula</b>	<b>Descripción</b>
Diversidad Shannon-Wiener(H')	$H' = - \sum_{i=1}^s p_i * \ln p_i$	$p_i$ =abundancia relativa de la especie $i = n_i/N$ ln=logaritmo base e
Diversidad máxima (H' máx)	$H'_{máx} = \ln S$	S=número de especies
Equidad (E')	$E = H' / H'_{máx}$	
Reclutamiento (R)	R=número de reclutas/área total fotografiada	Densidad de reclutas
Mortalidad parcial (MP)	MP=(número de colonias afectadas/número total de colonias)100	
Tejido afectado por mortalidad parcial (T-MP)	(T-MP) =promedio del porcentaje de tejido perdido por colonia	
Enfermedades (Enf)	Enf=(número de colonias enfermas/número total de colonias)100	
Blanqueamiento (Blanq)	Blanq= (número de colonias con blanqueamiento/número total de colonias)100	

## RESULTADOS

### Esfuerzo de muestreo

En el cuadro 3.1 se muestran los tamaños de las muestras utilizados para comparar la influencia de la pluma fluvial del río Papaloapan, entre temporadas (lluvias y secas) y entre arrecifes (Anegada de Afuera, Cabezo e Isla Verde), indicándose el número de colonias coralinas registradas, el número de transectos y fotocuadrantes, las fechas de muestreo y las coordenadas geográficas de las estaciones de muestreo.

**Cuadro 3.1**  
**Relación de número de individuos (colonias de corales hermatípicos), transectos y fotocuadrantes muestreados en octubre/2012 y marzo/2013.**

Arrecife	Temporada	Corales	Transectos	Cuadrantes	Fecha	Lat (N)	Long (W)
CA	Lluvias	182	13	120	23/10/2012	19°03'03.4"	95°49'45.9"
CA	Secas	155	22	120	15/03/2013	19°03'03.4"	95°49'45.9"
AF	Lluvias	119	14	120	16/10/2012	19°09'39.1"	95°51'57.6"
AF	Secas	189	13	120	18/03/2013	19°09'39.1"	96°51'57.6"
IV	Lluvias	149	6	115	22/10/2012	19°11'57.7"	96°04'09.3"
IV	Secas	172	9	120	12/03/2013	19°11'57.7"	96°04'09.3"
<b>Totales</b>		<b>966</b>	<b>77</b>	<b>715</b>			

CA= Cabezo. AF= Anegada de Afuera. IV= Isla Verde.

## Condición y estructura de las comunidades bénticas

A continuación se presenta la caracterización y análisis realizados para cada arrecife, con la finalidad de identificar el estado en que se encuentran como resultado de las condiciones ambientales en que se desarrollan, a la vez que se hace la comparación entre arrecifes. En el cuadro 3.2 se muestra la lista de presencia/ausencia de las especies registradas durante ambos muestreos y el total para cada arrecife, mientras que en el cuadro 3.3 se encuentra la cobertura relativa de especies coralinas para cada muestreo y total calculado con los datos de ambos muestreos. En el cuadro 3.4 se muestran los parámetros ecológicos de las comunidades coralinas de cada arrecife; en el cuadro 3.5 se presentan los datos de la cobertura bentónica absoluta por arrecife, en el cuadro 3.6, la cobertura relativa en áreas sin coral vivo y en el cuadro 3.7 muestra la densidad de erizos *Echinometra* sp., *Diadema antillarum* y de ambos géneros. Se muestra la afinidad entre pares de arrecifes en base a su composición de especies coralinas y cobertura relativa de grupos bentónicos (cuadro 3.8), y más adelante se incluye una descripción detallada por arrecife.

**Cuadro 3.2.**  
**Diversidad de corales hermatípicos en los arrecifes comparados.**

Especie	Arrecife/temporada								
	Cabezo			Anegada de Afuera			Isla Verde		
	LI	S	T	LI	S	T	LI	S	T
<i>Acropora palmata</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Agaricia agaricites</i>	1	0	1	1	1	1	1	1	1
<i>Agaricia fragilis</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Agaricia humilis</i>	1	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Agaricia lamarcki</i>	0	0	0	0	0	0	1	1	1
<i>Colpophyllia natans</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Leptoseris cucullata</i>	1	1	1	0	1	1	0	0	0
<i>Madracis decactis</i>	1	0	1	1	0	1	1	1	1
<i>Manicina areolata</i>	1	0	1	0	1	1	1	0	1
<i>Millepora alcicornis</i>	1	1	1	0	0	0	0	1	1
<i>Montastraea cavernosa</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Mycetophyllia danniana</i>	0	1	1	0	1	1	0	1	1
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>	0	0	0	1	0	1	1	1	1
<i>Oculina diffusa</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Orbicella annularis</i>	1	1	1	1	1	1	0	0	0
<i>Orbicella faveolata</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Orbicella franksi</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Porites astreoides</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Pseudodiploria clivosa</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudodiploria strigosa</i>	1	1	1	0	1	1	0	1	1
<i>Scolymia cubensis</i>	1	0	1	1	0	1	0	0	0
<i>Siderastrea radians</i>	1	0	1	0	0	0	1	1	1
<i>Siderastrea siderea</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	1	0	1	0	1	1	1	1	1
<b>Riqueza (# de especies)</b>	<b>17</b>	<b>14</b>	<b>21</b>	<b>11</b>	<b>13</b>	<b>16</b>	<b>13</b>	<b>16</b>	<b>17</b>

LI=lluvias, S=secas, T=total.

**Cuadro 3.3.**  
**Cobertura relativa de corales hermatípicos en los arrecifes comparados (%).**

Especie	Arrecife/temporada								
	Cabezo			Anegada de Afuera			Isla Verde		
	LI	S	T	LI	S	T	LI	S	T
<i>Acropora palmata</i>	0.0	0.6	0.3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Agaricia agaricites</i>	1.0	0.0	0.6	0.1	0.5	0.4	0.5	0.1	0.3
<i>Agaricia fragilis</i>	0.0	0.9	0.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Agaricia humilis</i>	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
<i>Agaricia lamarcki</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.7	1.4	1.5
<i>Colpophyllia natans</i>	16.3	19.7	17.8	20.6	22.9	21.9	4.8	7.3	6.1
<i>Leptoseris cucullata</i>	0.8	0.2	0.4	0.0	0.3	0.2	0.0	0.0	0.0
<i>Madracis decactis</i>	0.1	0.0	0.1	0.5	0.0	0.2	1.8	4.3	3.1
<i>Manicina areolata</i>	0.6	0.0	0.4	0.0	0.8	0.5	0.0	0.0	0.4
<i>Millepora alcicornis</i>	1.0	0.7	0.9	0.0	0.0	0.0	0.8	0.1	0.1
<i>Montastraea cavernosa</i>	35.9	27.3	32.0	6.8	7.0	6.9	6.6	8.3	7.6
<i>Mycetophyllia danniana</i>	0.0	0.5	0.2	0.0	0.3	0.2	0.0	0.5	0.3
<i>Mycetophyllia lamarckiana</i>	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.1	0.2	1.0	0.6
<i>Oculina diffusa</i>	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1
<i>Orbicella annularis</i>	2.1	1.7	1.9	11.9	29.0	22.6	0.0	0.0	0.0
<i>Orbicella faveolata</i>	12.7	5.1	9.2	34.4	11.8	20.3	56.2	24.2	39.8
<i>Orbicella franksi</i>	9.6	6.5	8.1	21.3	22.3	21.9	4.7	20.2	12.9
<i>Porites astreoides</i>	2.5	0.7	1.7	0.3	0.2	0.3	0.5	0.0	0.9
<i>Pseudodiploria clivosa</i>	0.0	6.8	3.1	0.0	0.0	0.0	0.0	1.2	0.0
<i>Pseudodiploria strigosa</i>	9.0	29.1	18.2	0.0	3.7	2.3	0.0	2.3	1.2
<i>Scolymia cubensis</i>	0.1	0.0	0.0	0.2	0.0	0.1	0.0	0.0	0.0
<i>Siderastrea radians</i>	1.1	0.0	0.6	0.0	0.0	0.0	0.9	6.5	3.8
<i>Siderastrea siderea</i>	6.2	0.5	3.6	3.8	1.1	2.1	12.4	15.6	13.3
<i>Stephanocoenia intersepta</i>	0.9	0.0	0.5	0.0	0.1	0.1	9.1	6.9	8.0
<b>TOTAL</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>

LI=lluvias, S=secas, T=total.

**Cuadro 3.4.**  
**Parámetros ecológicos de la comunidad coralina.**

Parámetro	Arrecife/temporada								
	Cabezo			Anegada de Afuera			Isla Verde		
	Lluvias	Secas	Total	Lluvias	Secas	Total	Lluvias	Secas	Total
DC (ind/m <sup>2</sup> )	1.4	0.7	1.1	0.9	1.5	1.2	2.5	1.9	2.2
Cob (%)	29.8	14.8	22.3	20.5	36.6	28.6	55.3	40.4	47.9
MP (%)	57.9	71.8	64.9	48.8	51.2	50.0	72.3	54.5	63.4
T-MP (%)	31.4±22.9	25.6±14.2	28.5	17.1±11.5	23.7±8.8	20.4	20.1±9.2	24.6±6.0	22.4
Enf (%)	1.5	2.2	1.9	8.6	1.7	5.2	3.6	2.3	3.0
Blanq (%)	10	2.8	6.4	10.1	7.5	8.8	8.9	3.1	6.0
Talla (cm.)	39.4±12.3	34.7±16.7	37.1	44.4±26.2	44.7±9.7	44.6	42.2±21.3	31.6±5.0	36.9
DR (ind/m <sup>2</sup> )	0.9	0.3	0.6	0.5	1.1	0.8	0.3	3.3	1.8
H' (bel/ind)	2.2	2.0	2.3	1.8	2.0	2.2	2.0	2.3	2.0
H' máx (bel/ind)	2.8	2.6	3.0	2.4	2.6	2.8	2.6	2.8	2.8
E	0.79	0.76	0.75	0.75	0.76	0.79	0.78	0.84	0.72

DC=densidad de corales adultos, Cob=cobertura coralina, MP= mortalidad parcial, T-MP=tejido perdido por MP, Enf= enfermedades, Blanq=blanqueamiento, DR=densidad de reclutas, E=equitatividad.

**Cuadro 3.5.**  
**Cobertura relativa en áreas sin coral vivo (%).**

Grupo bentónico	Arrecife/temporada								
	Cabezo			Anegada de Afuera			Isla Verde		
	LI	S	T	LI	S	T	LI	S	T
Macroalgas	50.7	56.5	53.6±21.7	16.7	10.0	13.4±3.5	16.4	2.4	9.3±14.1
Filamentosas	25.6	2.5	14.0±17.7	57.8	49.6	53.7±23.5	61.2	66.8	64.0±17.0
Calcáreas	14.4	30.1	22.3±21.0	9.8	9.1	9.4±15.2	3.2	9.1	6.2±8.8
Otros	9.3	10.9	10.1±11.3	15.8	31.3	23.6±22.0	19.3	21.7	20.5±12.8

LI=lluvias, S=secas, T=total

**Cuadro 3.6**  
**Cobertura absoluta de los grupos bentónicos por arrecife (%).**

Grupo bentónico	Arrecife/temporada								
	Cabezo			Anegada de Afuera			Isla Verde		
	Lluvias	Secas	Total	Lluvias	Secas	Total	Lluvias	Secas	Total
<b>Corales</b>	29.8	14.8	22.3±10.6	20.5	36.6	28.6±11.4	55.3	40.4	47.9±10.5
<b>Algas</b>	63.7	75.9	69.8±8.6	67.0	43.5	55.3±16.6	36.1	46.6	41.4±7.4
<b>Otros</b>	6.5	9.3	7.9±1.9	12.6	19.8	16.2±5.1	8.6	12.9	10.8±3.0

**Cuadro 3.7.**  
**Densidad de erizos (ind/100m<sup>2</sup>).**

Erizos	Arrecife/temporada								
	Cabezo			Anegada de Afuera			Isla Verde		
	Lluvias	Secas	Total	Lluvias	Secas	Total	Lluvias	Secas	Total
<i>Echinometra sp.</i>	8	6	7	43	235	139	57	16	36
<i>D. antillarum</i>	0	1	1	2	1	1	3	0	2
<b>Total</b>	8	7	7	45	236	140	60	16	38

### Comparación espacial (entre arrecifes)

En Cabezo se registraron 21 especies, en Isla Verde 17 y en Anegada de Afuera 16. Cabe mencionar que algunas de estas diferencias se dieron por especies poco representadas, es decir que en el o los arrecifes donde sí se encontraron, se registraron pocos individuos, tal es el caso de *Acropora palmata*, *Agaricia fragilis*, *Agaricia humilis*, *Agaricia lamarcki*, *Leptoseris cucullata*, *Millepora alcornis*, *Mycetophyllia lamarckiana*, *Oculina diffusa*, *Pseudodiploria clivosa*, *Scolymia cubensis* (Cuadros 3.2 y 3.3).

La diversidad ecológica, calculada con los datos juntos de ambos muestreos, fue mayor en Cabezo, en segundo lugar Anegada de Afuera y en último Isla Verde; sin embargo, esto depende del número de especies registradas, lo que se ve reflejado en la diversidad máxima; para tener una visión más clara de cómo se distribuye la abundancia de los organismos entre las especies, se utilizó la equitatividad, encontrando que fue mayor en Anegada de Afuera, después en Cabezo y, en último lugar, Isla Verde (Cuadro 3.4).

Las especies de mayor cobertura en Cabezo fueron: *M. cavernosa* (32.0 %), *P. strigosa* (18.2%) y *C. natans* (17.8%), en Isla Verde: *O. faveolata* (39.8%), *S. siderea* (13.3%) y *S. intercepta* (8.0%); y en Anegada de Afuera: *O. annularis* (22.6%), *O. franksi* y *C. natans* (21.9%), y *O. faveolata* (20.3%) (Cuadros 3.2 y 3.3). Resalta el hecho de que en Isla Verde no se encontró a *O. annularis*.

Entre los 3 arrecifes, Isla Verde tuvo mayor densidad coralina (M-W;  $p=0.000$ , en ambos casos), mientras que entre Cabezo y Anegada de Afuera no se encontraron diferencias significativas (M-W,  $p=0.121$ ). En cuanto a cobertura coralina, nuevamente Isla Verde fue superior (M-W;  $p=0.000$ , en ambos casos), y también en Anegada de Afuera fue mayor que en Cabezo (M-W;  $p=0.025$ ). La densidad de reclutas también fue significativamente menor en Cabezo que en Isla Verde (M-W;  $p=0.024$ ), mientras que no se detectaron diferencias significativas entre Anegada de Afuera e Isla Verde (M-W;  $p=0.073$ ), ni entre Anegada de Afuera y Cabezo (M-W;  $p=.627$ ). Respecto a la talla de los corales adultos, Cabezo fue similar a Isla Verde (M-W;  $p=0.575$ ), siendo ambas menores (por 8 cm.) que Anegada de Afuera; únicamente se detectaron diferencias significativas entre Anegada de Afuera e Isla Verde (M-W;  $p=0.022$ ).

En cuanto al estado de la comunidad coralina, únicamente se encontraron diferencias significativas en el porcentaje de colonias con mortalidad parcial: en Anegada de Afuera fue menor que en Cabezo (M-W;  $p=0.013$ ). Los datos de proporción de tejido perdido por mortalidad parcial (K-W;  $p=0.268$ ), blanqueamiento (K-W;  $p=0.643$ ) y enfermedades (K-W;  $p=0.262$ ) no arrojaron diferencias estadísticamente significativas entre arrecifes.

Respecto a la cobertura relativa de los grupos bentónicos, se encontró que en Cabezo predominan las macroalgas, siguiendo las calcáreas, filamentosas y finalmente el subgrupo otros; lo que difiere de Anegada de Afuera e Isla Verde, donde predominan las filamentosas, después el subgrupo otros, las macroalgas y en último lugar las calcáreas. En Isla Verde, la superficie cubierta por arena fue mayor que en los otros arrecifes y quedó en segundo lugar de importancia entre los grupos bentónicos. Por otra parte, la cubierta por roca coralina fue mayor en Anegada de Afuera (K-W=  $p=0.000$ ), y no varió entre Cabezo e Isla Verde (M-W;  $p=0.137$ ) (Cuadro 3.5).

De los 3 arrecifes Cabezo fue el que tuvo menor cobertura absoluta de corales, seguido de Anegada de Afuera, en ambos las algas tuvieron mayor cobertura que los corales, sin embargo, en Anegada de Afuera el grupo otros tuvo mayor importancia que en Cabezo. Isla Verde fue diferente, ya que los corales tuvieron ligeramente mayor cobertura que las algas, mientras que el grupo otros también tuvo mayor importancia que en Cabezo, aunque menor que en Anegada de Afuera (Cuadro 3.6).

La densidad de erizo fue significativamente menor en Cabezo que en Anegada de Afuera (M-W;  $p=0.000$ ) e Isla Verde (M-W;  $p=0.015$ ), mientras que entre estos no se detectó diferencia significativa (M-W;  $p=0.056$ ) (Cuadro 3.7).

### Comparación temporal

#### *Cabezo*

La densidad de reclutas encontrados fue mayor durante la temporada de lluvias (M-W;  $p=0.033$ ) ( $0.9 \text{ ind/m}^2$ ), cuando se encontraron los géneros *Siderastraea* (57.1%), *Montastraea* (28.6%) y

*Colpophyllia* (14.3%); sin embargo, para la temporada de secas disminuyó a 0.1 ind/m<sup>2</sup>, y sólo se encontraron reclutas del género *Agaricia*. Sólo en este arrecife se encontró menor reclutamiento en temporada de secas. Las variaciones entre temporadas en cuanto a mortalidad parcial, proporción de tejido afectado por mortalidad parcial, prevalencia de enfermedades y porcentaje de blanqueamiento, no fueron estadísticamente significativas (M-W; p=0.203, p=0.827, p=0.533 y p=0.062, respectivamente) (cuadro 3.4).

El gremio algal predominante con una cobertura relativa mayor a 50%, que fue el de las macroalgas, no varió significativamente entre temporadas (M-W, p=0.052), mientras que las algas calcáreas encostrantes (M-W, p=0.000; segundo lugar en importancia), la roca coralina (M-W, p=0.000) y la arena (M-W, p=0.034) sí tuvieron un aumento significativo en su cobertura relativa; las algas filamentosas (M-W, p=0.000) y el subgrupo 'otros' -invertebrados sésiles- (M-W; p=0.034) tuvieron menor cobertura relativa en secas; la roca coralina tuvo una cobertura muy baja, promediando 0.8% en ambas temporadas (Cuadro 3.5).

La densidad de erizos de los géneros *Diadema* y *Echinometra* se encontró constante en ambas temporadas (0.1 ind/m<sup>2</sup>) (Cuadro 3.7).

#### *Anegada de Afuera*

La densidad de reclutas encontrados no varió entre temporadas (M-W, p=0.201); mientras que en lluvias se encontró sólo al género *Siderastraea*, en secas se registraron *Colpophyllia* (50%), *Montastraea* (37.5%) y *Siderastraea* (12.5%). En cuanto a condición de la comunidad coralina, no se detectaron diferencias significativas entre ambas temporadas para mortalidad parcial, proporción de tejido afectado por mortalidad parcial, prevalencia de enfermedades y blanqueamiento (M-W, p=0.830, p=0.085, p=0.616 y p=0.943, respectivamente) (Cuadro 3.4).

El gremio algal predominante fue el de las filamentosas, con una cobertura relativa alrededor de 50%, la cual disminuyó para la temporada de secas (M-W, p=0.005); se observó un aumento importante en la cobertura de macroalgas (M-W, p=0.013), roca coralina desnuda (M-W, p=0.000) y arena (M-W, p=0.000), aquí el subgrupo 'otros' (invertebrados bentónicos) adquiere mayor importancia que en los otros arrecifes alcanzando una cobertura incluso mayor que las

algas calcáreas (cuadro 3.5). En términos de cobertura absoluta fue el que tuvo mayor cobertura de roca coralina y otros invertebrados.

La densidad de erizos aumentó significativamente en la temporada de secas de 0.6 a 2.4 ind/m<sup>2</sup> (M-W  $p=0.008$ ) (Cuadro 3.5).

### *Isla Verde*

Se encontró un aumento importante en la densidad de reclutas coralinos: de 0.3 a 3.3 ind/m<sup>2</sup> (M-W,  $p=0.000$ ), así como también en el número de géneros registrados, mientras que en lluvias sólo se encontró *Siderastraea*, en secas tuvo una abundancia relativa de 28%, ya que también se registraron *Colpophyllia* (44%), *Agaricia* (20%), *Millepora* (4%) y *Porites* (4%). Aquí tampoco fueron estadísticamente significativas las variaciones entre temporadas en cuanto a mortalidad parcial, proporción de tejido afectado por mortalidad parcial, prevalencia de enfermedades y porcentaje de blanqueamiento (M-W;  $p=0.088$ ,  $p=0.388$ ,  $p=0.456$  y  $p=0.224$ , respectivamente) (cuadro 3.4).

Aquí se encontró que, al igual que en Anegada de Afuera, dominan las algas filamentosas (64%), cuya cobertura relativa no varió entre temporadas (M-W:  $p=0.074$ ), a diferencia de los otros arrecifes. Un cambio similar a Anegada de Afuera fue en las macroalgas que disminuyeron (M-W;  $p=0.000$ ) de 16.4 a 2.4%, mientras que las algas calcáreas aumentaron (M-W;  $p=0.000$ ) (como en Cabezo) de 3.2 a 9.1%. La superficie cubierta por arena y por roca coralina, no varió significativamente (M-W;  $p=0.327$  y  $p=0.739$ , respectivamente), mientras que la cubierta por otros invertebrados bentónicos aumentó (M-W;  $p=0.013$ ) (cuadro 3.7).

La densidad de erizos no varió significativamente entre ambas temporadas (M-W;  $p=0.145$ ).

### Similitud entre arrecifes

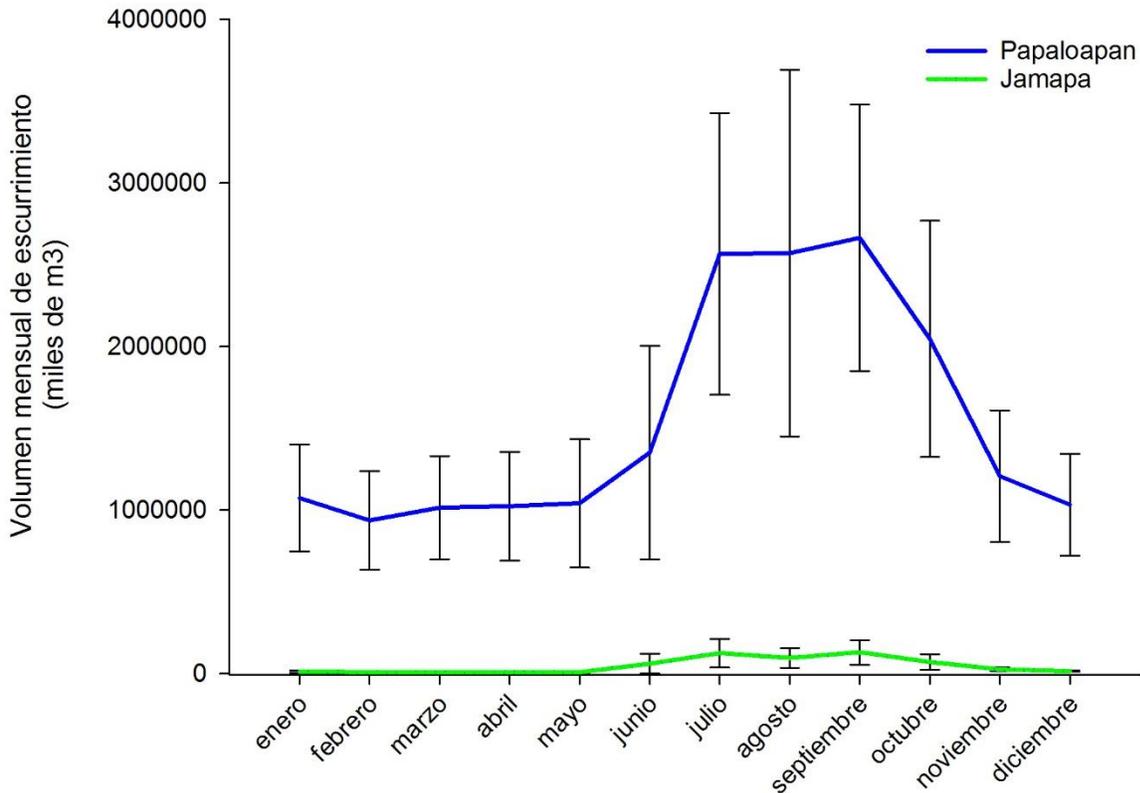
De acuerdo al índice de similitud de Renkonen, se encontró que los arrecifes Anegada de Afuera e Isla Verde son más parecidos entre sí, mientras que los menos parecidos son Cabezo e Isla Verde; también se encontró que los 3 pares de arrecifes son más similares en temporada de lluvias que en secas. Mientras que entre CA-AF y CA-IV la similitud calculada sobre la comunidad coralina es consistente con la calculada sobre los grupos bentónicos, entre AF-IV la afinidad radica principalmente en la cobertura relativa de los grupos bentónicos, es decir, algas carnosas, calcáreas y filamentosas, roca coralina desnuda, arena y otros invertebrados bentónicos (cuadro 3.8).

**Cuadro 3.8**  
**Similitud de Renkonen**

Parámetro	Arrecifes		
	CA,AF	CA,IV	AF,IV
Composición de especies coralinas	50.0	38.8	51.1
Grupos bentónicos en lluvias	59.1	54.6	86.9
Grupos bentónicos en secas	30.0	24.8	74.9
Grupos bentónicos ambas temporadas	44.6	39.6	80.9

### Condiciones ambientales

En la figura 3.1 se muestran los promedios mensuales de volumen de escurrimiento. En el Río Papaloapan el volumen de escurrimiento en secas fue un ~55% menor que en lluvias, mientras que para el Río Jamapa fue de ~90% menos (CONAGUA varios años).

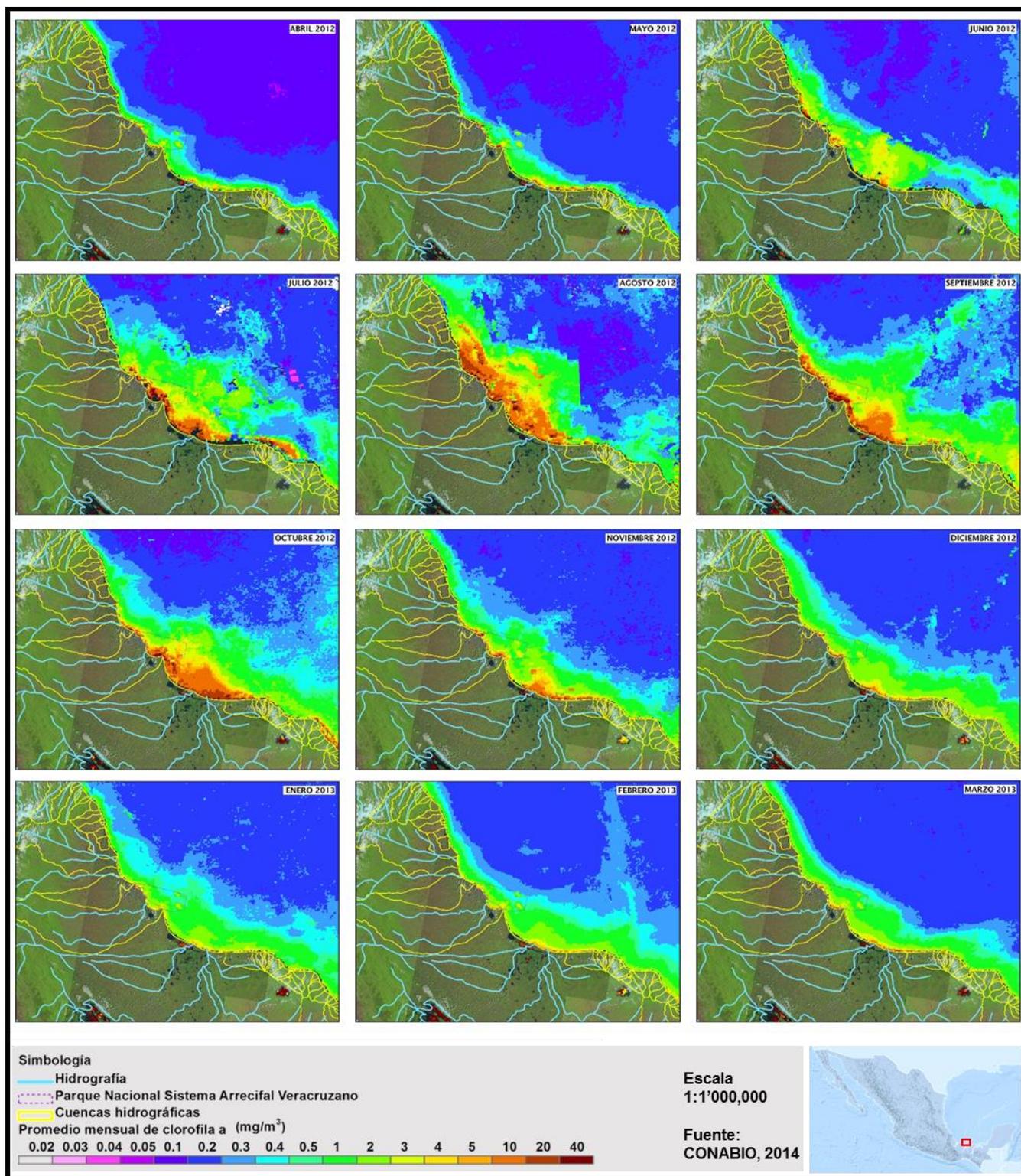


**Figura 3.1. Promedios mensuales de volumen de escurrimiento en el periodo de 1973-2011 para el Papaloapan y de 1951-2011 para el Jamapa (barras de error: +/- 1 Desv. Est.).**

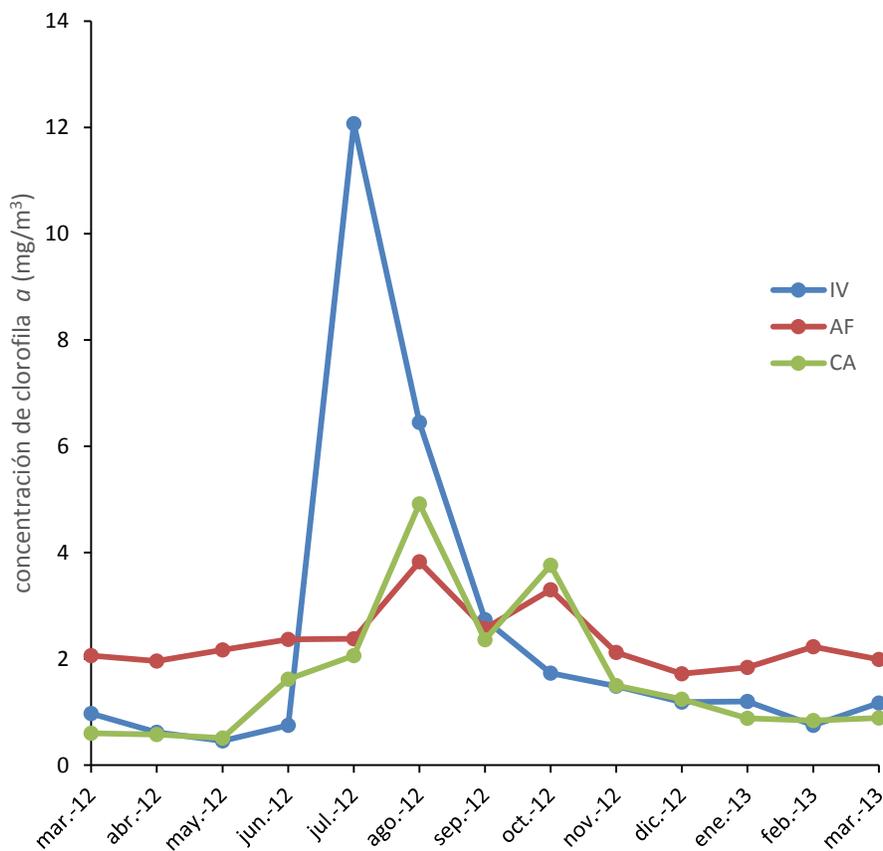
En la figura 3.2 se muestran los cambios mensuales en la concentración y distribución de la clorofila *a* frente a la costa de Veracruz en el periodo de abril/2012 a marzo/2013. Se observa que a partir del mes de junio/2012; es decir, 4 meses antes del muestreo de lluvias, las concentraciones de clorofila *a* empezaron a aumentar desde la desembocadura de los ríos

Jamapa y Papaloapan alcanzando en agosto la mayor concentración sobre los arrecifes, llegando hasta  $40 \text{ mg/m}^3$  cerca del arrecife Cabezo; ya para noviembre se nota una importante disminución, encontrándose la zona de arrecifes con concentraciones menores a  $4 \text{ mg/m}^3$ ; enero es el mes con menores concentraciones de clorofila a cercanas a la costa y alrededor de los arrecifes, se puede apreciar que desde 3 meses antes del muestreo de secas las concentraciones fueron mucho menores que en la temporada de lluvias.

La figura 3.3 resume las condiciones en cuanto a concentración de clorofila a en los puntos de muestreo, de acuerdo a la información publicada por la CONABIO (2012 y 2013). Se observa que durante secas, Anegada de Afuera mantuvo concentraciones superiores que Isla Verde y Cabezo; sin embargo, presentó poca variación (aumento) en lluvias, por el contrario, Isla Verde se había mantenido a la par de Cabezo y en lluvias aumentó drásticamente, Cabezo tuvo una variación media respecto a los otros arrecifes.



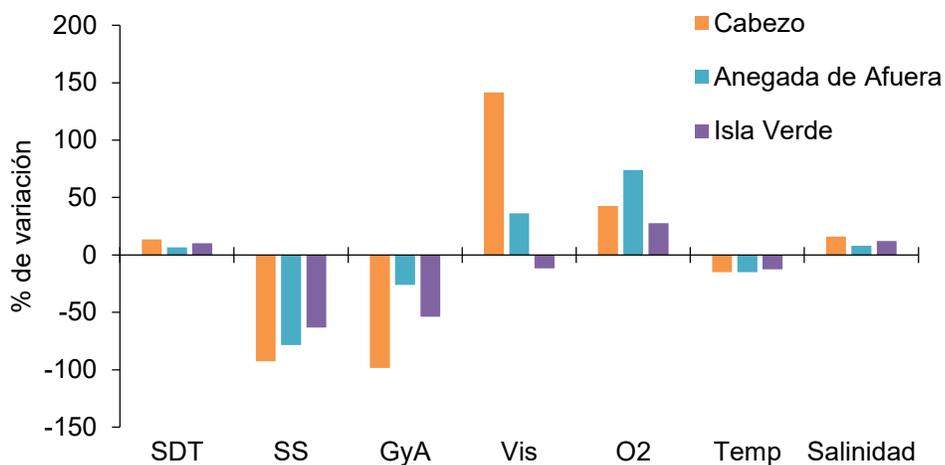
**Figura 3.2. Promedios mensuales de las concentraciones de clorofila a de abril/2012 a marzo/2013.**



**Figura 3.3. Promedios mensuales de las concentraciones de clorofila a de abril/2012 a marzo/2013 en los sitios de muestreo.**

De la consulta de los datos de los muestreos hidrológicos del Proyecto CONABIO GM005 correspondientes a 1 año posterior al estudio (Horta-Puga *et al.* 2014a y 2014b), se encontró que la concentración de sólidos disueltos totales (SDT) fue mayor en el periodo de secas que en lluvias, y fue mayor en Anegada de Afuera que en Cabezo e Isla Verde. En contraste, los sólidos en suspensión (SS) fueron mayores en lluvias que en secas, y más abundantes en Isla Verde y más bajos en Cabezo. En cuanto a grasas y aceites (GyA), fueron más abundantes en lluvias, y en ambas temporadas Cabezo fue el que tuvo valores más altos. La visibilidad fue mayor en Anegada de Afuera que en los otros arrecifes, y aumentó en secas, al igual que en Cabezo, Isla Verde por el contrario, tuvo menor visibilidad en secas, con valores que se mantuvieron bajos en ambas temporadas reflejando la alta concentración de SS. En cuanto a oxígeno disuelto ( $O_2$ ), los tres arrecifes aumentaron en secas, ocurriendo el mayor cambio en

Anegada de Afuera y el menor en Isla Verde. Los registros de DBO y DQO para los ríos Jamapa y Papaloapan de 1990 al 2004 (CONAGUA 2012) indican que en el río Papaloapan la DBO es mayor que en el Jamapa, mientras que para la DQO ocurre lo contrario. La figura 3.4 muestra el porcentaje en que variaron algunos de los parámetros ambientales registrados en el proyecto CONABIO GM005 de octubre/2013 a marzo/2014.



**Figura 3.4. Porcentajes de variación de lluvias a secas de parámetros ambientales.**

(SDT=sólidos disueltos totales, SS= sólidos suspendidos, GyA= grasas y aceites, Vis= visibilidad, O2=oxígeno disuelto, Temp=temperatura)

## DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos muestran que los tres arrecifes presentan diferencias ecológicas en las comunidades evaluadas; así mismo, se encontró que las condiciones ambientales en las que se desarrollan son distintas, y mediante la comparación con la información disponible sobre la relación entre estos factores se formuló la siguiente explicación respecto a la influencia de la pluma fluvial de los ríos Jamapa y Papaloapan en los arrecifes estudiados.

### *Condiciones ambientales*

Cabezo tiene los mayores porcentajes de variación en SDT, SS, visibilidad, GyA, salinidad y temperatura, lo que sugiere que pueda tener una estacionalidad más marcada debido a los cambios en el volumen de descarga del Río Papaloapan; es decir, durante secas, cuando la descarga es baja, presenta condiciones similares a Anegada de Afuera, y al aumentar la descarga, su cercanía favorece cambios más notables que en dicho arrecife. Anegada de Afuera al estar más lejos de la costa tiene una menor influencia del río y mayor de las aguas oceánicas, dado que al encontrarse en una zona de mayor energía se diluyen sostenidamente durante todo el año los efluentes terrígenos disminuyendo su variación estacional (Lapointe *et al.* 1997), también es el que tuvo mayor visibilidad en ambos muestreos, como se esperaba por estar menos expuesto a las plumas fluviales. Otro hecho interesante es que las concentraciones de GyA fueron más altas en Cabezo y Anegada de Afuera, y presentaron mayor variación que en Isla Verde, apoyando la hipótesis de que estos cambios son debidos al Río Papaloapan y reflejan su estacionalidad. Isla Verde tiene los menores porcentajes de variación en SS, O<sub>2</sub>, visibilidad, salinidad y temperatura, lo que apoya la idea de que hay menor variación ambiental debido a que su cercanía a las fuentes de impacto (río Jamapa, drenaje, puerto de Veracruz) mantiene una mayor presión a lo largo del año; sin embargo, la alta variación de Chlo *a* en Isla Verde puede asociarse con el drástico aumento del 90% en el volumen de escurrimiento del río Jamapa que arrastra los nutrientes acumulados en los suelos agrícolas; de los 3 arrecifes es el

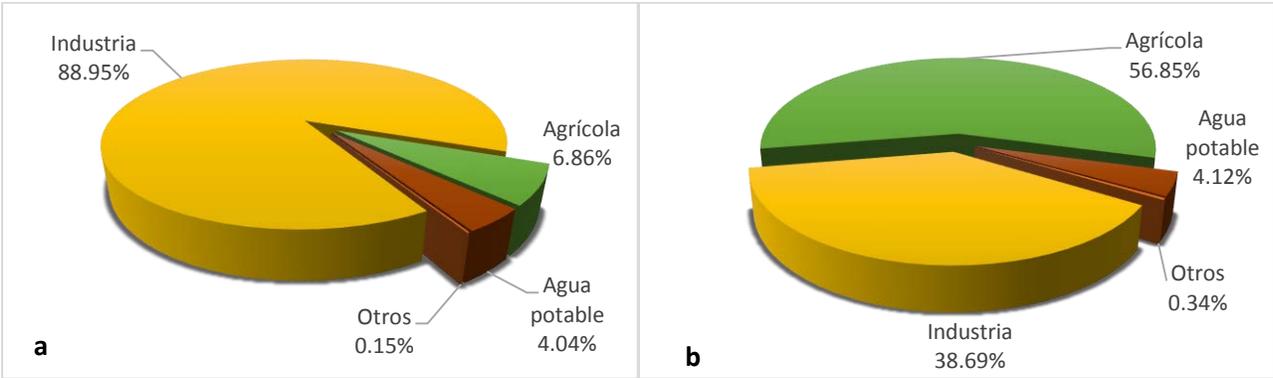
que tiene mayores niveles de SS y cobertura de arena (en la interpretación visual de los fotocuadrantes, los sedimentos se ven y, por lo tanto, se clasifican como arena), incluso en la temporada de secas tuvo menor visibilidad que en lluvias, contrario con lo que sucede en Cabezo y Anegada de Afuera. En relación a esto, se sabe que los grandes ríos tienen a lo largo de su cauce planicies de inundación, en los que se deposita una parte importante de los sedimentos generados en la cuenca alta, y una menor proporción llega al mar, mientras que los ríos más pequeños y de carácter torrencial tienen, por lo general, limitados planos de inundación, por lo que gran proporción de los sedimentos producidos y transportados llega al mar (GESAMP 1993, citado en Escobar 2002), causando así una mayor turbidez, tal puede ser el caso de Isla Verde ante la influencia del Río Jamapa.

Los Sólidos Suspendidos (SS) causan turbiedad en el agua y reducen la penetración de la luz solar, reduciendo la actividad fotosintética y limitando el crecimiento de organismos fotosintetizadores como plantas, algas y corales, su origen puede ser antropogénico, por medio de aguas residuales, o por procesos erosivos, principalmente en zonas agrícolas y zonas altamente deforestadas (CONAGUA 2012). Se observó una relación inversa entre los SDT y los SS, la cual puede estar determinada por el tiempo que llevan las partículas en el medio desde que empezó su transporte desde el lugar de origen hasta las inmediaciones de los arrecifes; es decir, durante lluvias las partículas sólidas son arrastradas hasta el mar, donde, al paso del tiempo se reducen por intemperización hasta disolverse o sedimentarse, lo que se refleja en el aumento en la cobertura de arena en Cabezo y Anegada de Afuera en el muestreo de la temporada de secas, cuando la energía en el ambiente era menor; por su parte, Isla Verde presentó valores más altos de SS que Cabezo y Anegada de Afuera en ambos muestreos, lo que se relaciona con su cercanía a las fuentes de impacto.

La influencia de los ríos sobre los arrecifes también se ve reflejada en la salinidad, ya que en lluvias fue menor en Cabezo (como se esperaba, debido al gran volumen de descarga de agua dulce del Papaloapan), pero en secas fue menor en Isla Verde, lo que sugiere que hay más fuentes importantes de agua dulce en esta zona que se mantienen todo el año. Se considera que tal fuente puede ser el drenaje, con base en que, Rodríguez-Gómez *et al.* (2013) determinaron que el arrecife Cabezo tiene una productividad baja y a veces nula, mientras que

la alta productividad de Isla Verde se debe a su cercanía a una planta de tratamiento de aguas residuales.

La calidad del agua también es diferente entre los 2 ríos, como resultado del uso del agua superficial que se da en sendas cuencas, ya que en la Cuenca del Río Jamapa casi el 90% está destinada a la industria y menos del 7% a la agricultura, mientras que en la del Papaloapan (considerando únicamente la parte en el estado de Veracruz), más de la mitad es para uso agrícola y una tercera parte para la industria (figura 4.1); esto también se ve reflejado en que, como se señaló anteriormente, el río Jamapa ha tenido históricamente una mayor DQO que el Papaloapan, recordando que este parámetro indica presencia de aguas residuales no municipales; es decir, aguas residuales provenientes principalmente de la industria mientras que el río Papaloapan, al tener una mayor DBO<sub>5</sub>, refleja mayor presencia de aguas residuales domésticas que en el Jamapa (CONAGUA 2012); sin embargo estos datos deben ser tomados con cautela debido a la influencia de las lagunas de Mandinga y Alvarado.



**Figura 4.1. Usos del agua superficial en: a) cuenca del Río Jamapa, b) estado de Veracruz dentro de la región Papaloapan.**

### *Condición y estructura de las comunidades bénticas*

Los cambios en la cobertura relativa de los grupos bentónicos, analizados bajo el modelo de dominancia relativa de Littler y Littler (1984) sostienen las ideas antes expuestas, ya que en la temporada de secas fueron menos favorables las condiciones para la proliferación de las macroalgas y las algas filamentosas (menor concentración de nutrientes), permitiendo que mediante el proceso de herbivoría quedara al descubierto roca coralina desnuda que después fue ocupada parcialmente por arena, algas calcáreas y/u otros invertebrados bentónicos. Esto se observó de manera general en los 3 arrecifes.

En Anegada de Afuera se observa el efecto equilibrador de la cobertura algal que dan la alta herbivoría y la energía del oleaje en contraposición a la concentración de nutrientes, ya que a pesar de que se mantiene elevada todo el año (tal vez como resultado de las surgencias, como lo mencionan Carriquiry y Horta-Puga (2010)), la cobertura de roca coralina y de otros invertebrados bentónicos son elevadas, y la de arena se mantiene baja, en comparación a Cabezo e Isla Verde. Cabezo está expuesto mayormente a cambios estacionales y en menor medida a la energía de las corrientes por estar más adentro en la plataforma continental, lo que aunado a la baja densidad de erizos que presenta, da como resultado muy poca roca coralina desnuda, una cobertura media de arena y otros, y alta de macroalgas, lo que a su vez influye en la baja densidad de reclutas coralinos, a pesar de tener mayor cobertura relativa de algas calcáreas que Anegada de Afuera e Isla Verde. Burkepile y Hay (2006) señalan que la disminución de la herbivoría tiene mayores efectos que la eutrofización en la regulación de las comunidades algales, lo cual, en conjunto con las adaptaciones de la comunidad coralina, podría explicar que Isla Verde mantenga aún cierto equilibrio entre algas y corales, que en los casos de Anegada de Afuera y Cabezo, se ha roto en favor de las algas.

Se piensa que la mayor cobertura relativa de las algas filamentosas sobre las macroalgas en Anegada de Afuera e Isla Verde, en contraste con Cabezo, donde predominan las macroalgas, está determinada parcialmente por la densidad de erizos, ya que ante una fuerte herbivoría sólo las algas filamentosas pueden crecer más rápido de lo que son depredadas (Fong y Paul 2011). Las diferencias en la abundancia de erizos entre regiones y áreas (10-100 km) pueden

explicarse por la influencia de agua dulce y contaminación (Sánchez-Jérez *et al.* 2001); López y Solano (2005) reportaron que la densidad de *E. lucunter* es menor en zonas influenciadas por descargas de aguas continentales, esta podría explicar porque Cabezo tuvo en ambos muestreos una densidad baja.

La densidad de erizos puede estar controlando indirectamente la supervivencia de los reclutas coralinos mediante el control de las comunidades de macroalgas y filamentosas, determinando así la estructura de las comunidades coralinas (Fitz *et al.* 1983). Sin embargo, aunque Anegada de Afuera tuvo la mayor densidad de erizos, la densidad de reclutas coralinos fue mucho mayor en Isla Verde, lo que resalta la importancia de otros factores, como la cercanía a otros arrecifes (fuentes de larvas), la circulación oceánica durante las temporadas reproductivas, la composición y estructura de las comunidades coralinas adultas, así como sus estrategias reproductivas, y las características físico-químicas del medio. Aunque las causas de las diferencias en la densidad de reclutas en cada arrecife no son claras y se requieren estudios más específicos para elucidarlas, es evidente que la capacidad de un arrecife para resistir al cambio de fase depende tanto del efecto combinado de los factores de control ascendente (nutrientes) y descendente (herbivoría) sobre las comunidades algales, como de la tasa de reclutamiento coralino, así como de la frecuencia e intensidad de las perturbaciones (Hoey *et al.* 2011, Littler *et al.* 2006, McManus y Polsenberg 2004). En este sentido, el arrecife Cabezo se encuentra en un estado crítico en el que las algas dominan el sustrato y la herbivoría no es suficiente para asegurar el asentamiento y sobrevivencia de los reclutas coralinos, lo que podría conllevar al deterioro definitivo del arrecife por cambios en la diversidad coralina con consecuencias negativas sobre la heterogénea estructura tridimensional que sostiene una gran variedad de nichos ecológicos (Alvarez-Filip *et al.* 2009, Arias-González *et al.* 2011, Ballantine *et al.* 2008).

Esto se ve reflejado también en la estructura de la comunidad coralina. En Cabezo, *M. cavernosa* fue la especie con mayor cobertura relativa (32.0%), obteniendo una talla ligeramente mayor que en Anegada de Afuera, donde sólo ocupó el 6.9% de cobertura; esto puede estarnos indicando que dadas las condiciones ambientales adversas de Cabezo la comunidad coralina se empieza a ver dominada por especies con mayor resistencia a la sedimentación, ya que dicha especie se ha reportado como abundante en ambientes con aguas

turbias debido a su capacidad para remover sedimentos (Loya 1976, Horta-Puga y Carriquiry 2008, Shephard 1982), además de presentar comportamiento agresivo que le permite competir por el espacio contra especies de rápido crecimiento y/o reproducción (Ferriz-Domínguez y Horta-Puga 2001).

Otra especie que marcó una importante diferencia entre los arrecifes es *P. strigosa*, que si bien en Cabezo alcanzó una cobertura relativa de 18.2%, en Anegada de Afuera e Isla Verde sólo obtuvo 2.3% y 1.2%, respectivamente; esto puede deberse a que los arrecifes se encuentran en estado de transición como los arrecifes de St. John, en las Islas Vírgenes de EUA, donde se ha reportado la disminución de la cobertura y dominancia de *O. annularis* a la par del crecimiento de las poblaciones de *P. astreoides* y *P. strigosa* (Hughes y Tanner 2000, Edmunds y Elahi 2007, Edmunds 2010), esto puede entenderse como producto de las presiones de selección a que están sometidas las especies en su lucha por sobrevivir y reproducirse en ambientes perturbados, donde especies oportunistas, como *P. astreoides* o fisiológicamente fuertes, como *P. strigosa*, podrían llegar a reemplazar a las que han sido históricamente dominantes, que son las principales formadoras de arrecifes (Edmunds 2010).

En Isla Verde, la especie con mayor cobertura fue *O. faveolata*, la cual se considera como indicador de la antigüedad y estabilidad de los arrecifes dada su alta susceptibilidad a enfermedades (Kramer 2003), y en 2° lugar, *S. siderea*, la cual es una especie con alto potencial reproductivo, que tiene resistencia a la sedimentación y adaptabilidad a cambios ambientales, por lo que ha llegado a ser dominante en arrecifes expuestos a condiciones adversas bajo las cuales no prosperan especies más sensibles (González-Ferrer 2004, Martínez y Acosta 2005, Horta-Puga y Tello-Musi 2009, Perera-Valderrama *et al.* 2013).

Caso contrario ocurre en Anegada de Afuera, donde *O. annularis*, alcanzó la mayor cobertura relativa y una talla mucho mayor que en Cabezo, donde se encuentra en mucho menor proporción, mientras que en Isla Verde no se encontró; si bien esta especie es una de las principales formadoras de arrecife, se ha reportado su sensibilidad a la cantidad de sólidos suspendidos, encontrándose una relación inversa entre éstos y la tasa de crecimiento (Tomascik y Sander 1987), dicha especie se ha reportado como abundante en ambientes con aguas claras (Loya 1976, Horta-Puga y Carriquiry 2008, Shephard 1982). Algo similar ocurrió

con *C. natans*, que alcanzó una cobertura relativa de 21.9%, mientras que en Cabezo fue de 17.8% y en Isla Verde sólo 6.9%; llama la atención que en ninguno de los 3 arrecifes se registró alguna colonia enferma de *C. natans*, por lo que se podría pensar que tiene cierta resistencia a las enfermedades, aunque poca resistencia a la sedimentación, lo que le ha permitido ser abundante en Anegada de Afuera, donde hay el mayor porcentaje de enfermedades y mayor visibilidad, mientras que en Isla Verde fue escasa, dada la alta sedimentación.

Las especies con mayor cobertura en Isla Verde (*O. faveolata* y *S. siderea*) y en Cabezo (*M. cavernosa* y *P. strigosa*) son un indicio de la presión ambiental sobre las comunidades coralinas de estos arrecifes, dado que estas 4 especies son resistentes a la sedimentación. Se sugiere que la afectación a Isla Verde por el Río Jamapa y por el drenaje ha sido más intensa, menos variable y más antigua que la que ha ejercido el Río Papaloapan sobre Anegada de Afuera y Cabezo, por lo que las comunidades arrecifales se han adaptado a vivir bajo estrés permanente; en Cabezo esta adaptación se observa también pero en menor medida, ya que los períodos de estrés son causados por el Río Papaloapan únicamente durante la temporada de lluvias (verano).

El hecho de que Anegada de Afuera tenga el mayor porcentaje de enfermedades puede estar causado por la carga de patógenos que llegan desde el noroeste del drenaje de la ciudad y parte de los efluentes de los Ríos Jamapa y La Antigua, arrastrados por las corrientes durante la temporada de secas; esto podría explicar su similitud con Isla Verde en cuanto a la cobertura relativa de los grupos bentónicos, a pesar de la diferencia entre sus comunidades coralinas. Por otra parte, al tener la mayor distancia a la costa, menos sedimentos llegan, lo que se refleja en la alta visibilidad, lo que implica también que más luz penetra y aumenta la disponibilidad para la fotosíntesis en corales zooxantelados y algas, lo que por un lado favorece el crecimiento y da como resultado una mayor talla promedio, y por otro lado aumenta el riesgo de blanqueamiento por estrés lumínico en la relación coral-zooxantela.

## CONCLUSIONES

La comunidad coralina del arrecife Cabezo presentó, comparativamente con los otros arrecifes, menor cobertura, densidad de adultos y reclutas, y talla; esto, aunado a que más de la mitad de las colonias presentan mortalidad parcial, indica que se trata de un arrecife perturbado. Las especies con mayor cobertura son características de arrecifes con influencia terrígena.

La cobertura algal en el arrecife Cabezo fue superior al 50%, lo que se considera indicio del cambio de fase, como ha venido afectando a otros arrecifes en el Atlántico Tropical Occidental. El hecho de que la mayor cobertura relativa fuera de macroalgas, seguida de las calcáreas, puede estar causado por una alta concentración de nutrientes y una baja densidad de erizos ramoneadores; sin embargo, esto debe estudiarse con mayor profundidad.

La densidad del erizo *D. antillarum* fue muy baja en comparación con *Echinometra* sp., lo que indica que, como en otros arrecifes, el primero no se ha podido recuperar desde la mortalidad masiva de la década de los años 80's. Esto tiene un efecto importante en el incremento de las coberturas algales.

En la comparación espacial con los arrecifes Anegada de Afuera e Isla Verde, se encontró que, como se esperaba debido a la distancia a las fuentes de impacto, Anegada de Afuera está en mejores condiciones que Cabezo en cuanto a cobertura, mortalidad parcial, talla y densidad de erizos. Sin embargo, Isla Verde, a pesar de estar más expuesto a perturbaciones antrópicas, tuvo mayor densidad y cobertura coralinas, indicando que hay más factores que lo benefician.

En la comparación temporal, se encontró que ante mayor descarga fluvial, las condiciones ambientales fueron menos favorables para los corales, observándose: una mayor cobertura de algas filamentosas, y una menor cobertura de algas calcáreas y roca coralina desnuda.

Por todo lo anterior, se concluye que los arrecifes del sur del SAV, entre ellos Cabezo, se encuentran bajo la influencia estacional de la descarga fluvial del Río Papaloapan; y que la salud de las comunidades arrecifales depende de la frecuencia, duración e intensidad de las perturbaciones de origen natural y antrópico, así como de la resistencia de las especies que las componen ante dichas presiones ambientales.

## BIBLIOGRAFÍA

- Alvarez-Filip, L., Dulvy, N. K., Gill, J. a, Côté, I. M. y Watkinson, A. R. 2009. Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. *Proceedings of The Royal Society* 276(1669): 3019–3025. <http://doi.org/10.1098/rspb.2009.0339>
- Arias-González, J.E., Núñez-Lara, E., Rodríguez-Zaragoza, F.A. y Legendre, P. 2011. Reefscape proxies for the conservation of Caribbean coral reef biodiversity. *Ciencias Marinas* 37(1): 87-96.
- Ballantine, D.L., Appeldoorn, R.S., Yoshioka, P., Weil, E., Armstrong, R., Garcia, J. R., Otero, E., *et al.* 2008. Biology and Ecology of Puerto Rican Coral Reefs. En: Riegl, B.M. y Dodge, R.E. (Eds.). *Coral Reefs of the USA*. Springer. 375-406 pp.
- Bruno, J.F., Sweatman, H., Precht, W.F., Selig, E.R. y Schutte, V.G.W. 2009. Assessing evidence of phase shifts from coral to macroalgal dominance on coral reefs. *Ecology* 90(6): 1478-1484.
- Budd, A. N. N. F., Fukami, H., Smith, N. D. y Knowlton, N. 2012. Taxonomic classification of the reef coral family Mussidae (Cnidaria : Anthozoa : Scleractinia ). *Zoological Journal of the Linnean Society* 166: 465–529.
- Burke, L., K. Reyta, M. Spalding y Perry, A. 2011. Reefs at risk Revisited. World Resources Institute. Washington. 114 P.
- Burkepile, D.E. y Hay, M.E. 2006. Herbivore vs. nutrient control of marine primary producers: context-dependent effects. *Ecology* 87(12): 3128–3139.
- Bythell, J.C., Gladfelter, E.H. y Bythell, M. 1993. Chronic and catastrophic natural mortality of three common Caribbean reef corals. *Coral Reefs* 12: 143–152.
- Carricart-Ganivet, J.P. 1985. Descripción de las especies de corales scleractinios de isla de Enmedio, Ver. Tesis Profesional Biología. ENEP Iztacala, UNAM.

Carricart-Ganivet, J.P. y Horta-Puga, G. 1993 Arrecifes de coral en México. En: Salazar Vallejo, S.I. y Gonzáles, N.E. (eds) Biodiversidad Marina y Costera de México. Comisión Nacional para el Conocimiento y Aprovechamiento de la Biodiversidad y Centro de Investigaciones de Quintana Roo, México. 80–92 pp.

Carricart-Ganivet, J.P., y Merino, M. 2001. Growth responses of the reef-building coral *Montastraea annularis* along a gradient of continental influence in the southern Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science* 68(1): 133–146.

Carrillo, L., Horta-Puga, G. y Carricart-Ganivet, J.P. 2007. Clima y oceanografía. En: Tunnell Jr, J. W., E. A. Chávez y K. Withers (eds). Arrecifes coralinos del sur del Golfo de México. Texas A&M University Press. 48-59 pp.

Carrquiry, J.D. y Horta-Puga, G. 2010. The Ba/Ca record of corals from the Southern Gulf of Mexico: contributions from land-use changes, fluvial discharge and oil-drilling muds. *Marine Pollution Bulletin* 60(9): 1625–1630.

CONABIO. 2012. Promedios mensuales de la Concentración de Clorofila *a* de abril a diciembre de 2012. Productos oceánicos satelitales obtenidos a partir de imágenes MODIS-Aqua.

CONABIO. 2013. Promedios mensuales de la Concentración de Clorofila *a* de enero a marzo de 2013. Productos oceánicos satelitales obtenidos a partir de imágenes MODIS-Aqua.

CONAGUA. 2012. Atlas del agua en México 2012. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F. 133 P.

CONAGUA. Varios años. Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS). [ftp://ftp.conagua.gob.mx/Bandas/Bases\\_Datos\\_Bandas](ftp://ftp.conagua.gob.mx/Bandas/Bases_Datos_Bandas). Fecha de consulta: diciembre/2015.

Costa Jr., O.S., Nimmo, M. y Attrill, M.J. 2008. Coastal nutrification in Brazil: A review of the role of nutrient excess on coral reef demise. *Journal of South American Earth Sciences* 25: 257–270.

Cruz-Ortega, A.I. 2009. Reclutamiento coralino en el Sistema Arrecifal Veracruzano. Tesis de licenciatura. Facultad de Estudios Superiores-UNAM. 56 P.

- Dubranna, J., Pérez-Brunius, P., López, M., y Candela, J. 2011. Circulation over the continental shelf of the western and southwestern Gulf of Mexico. *Journal of Geophysical Research* 116(C8), C08009.
- Edmunds, P. 2010. Population biology of *Porites astreoides* and *Diploria strigosa* on a shallow Caribbean reef. *Marine Ecology Progress Series* 418: 87–104.
- Edmunds, P.J. y Carpenter, R.C. 2001. Recovery of *Diadema antillarum* reduces macroalgal cover and increases abundance of juvenile corals on a Caribbean reef. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98(9): 5067–5071.
- Edmunds, P.J. y Elahi, R. 2007. The Demographics of a 15-Year Decline in Cover of the Caribbean Reef Coral *Montastraea annularis*. *Ecological Monographs* 77(1): 3-18.
- Elizalde-Rendón, E. M., Horta-Puga, G., González-Díaz, P. y Carricart-Ganivet, J. P. 2010. Growth characteristics of the reef-building coral *Porites astreoides* under different environmental conditions in the Western Atlantic. *Coral Reefs* 29: 607–614.
- Emery, K.O. 1963. Coral reefs of Veracruz, México. *Geofísica Internacional* 3(1):11-17.
- Escobar, E. 2004. Estado del conocimiento de las comunidades bénticas en el Golfo de México. 221 pp. En: Caso, M., Pisanty, I. y Ezcurra, E. (comp) Diagnóstico ambiental del Golfo de México. Instituto Nacional de Ecología. 1047 P.
- Escobar, J. 2002. *La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar*. CEPAL-SERIE Recursos naturales e infraestructura. Vol. 50. Naciones Unidas. Chile. 68P.
- Fabricius, K.E., 2005. Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin* 50: 125–146.
- Fabricius, K., De'ath, G., McCook, L., Turak, E., y Williams, D. M. 2005. Changes in algal, coral and fish assemblages along water quality gradients on the inshore Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin* 51: 384–398. doi:10.1016/j.marpolbul.2004.10.041

Fabricius, K.E., De'ath, G., Humphrey, C., Zagorskis, I. y Schaffelke, B. 2013. Intra-annual variation in turbidity in response to terrestrial runoff on near-shore coral reefs of the Great Barrier Reef. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 116: 57-65.

Ferriz-Domínguez, N. y Horta-Puga, G. 2001. Short-term aggressive behavior in scleractinian corals from La Blanquilla reef, Veracruz Reef System. *Revista de Biología Tropical* 49(1): 67–75.

Fitz, H. C., Reaka, M. L., Bermingham, E., y Wolf, N. G. 1983. Coral recruitment at moderate depths: the influence of grazing. En: The ecology of deep and shallow coral reefs. Symposia Series for Undersea Research. NOAA's Undersea Research Program, Washington. 89-96 pp.

Flores, F., Hoogenboom, M.O., Smith, L.D., Cooper, T.F., Abrego, D., y Negri, A.P. 2012. Chronic exposure of corals to fine sediments: lethal and sub-lethal impacts. *PloS One* 7(5):1-2 e37795. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0037795>

Fong, P. y Paul, V.J. 2011. Coral reef algae. En: Dubinsky, Z. y Stambler, N. (eds.) Coral reefs: An ecosystem in transition. Springer Science. 241-272 pp. <http://doi.org/10.1007/978-94-007-0114-4>

García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática Koeppen. Segunda edición. Instituto de Geografía, UNAM. México.

Golbuu, Y., Fabricius, K., Victor, S. y Richmond, R. 2008. Gradients in coral reef communities exposed to muddy river discharge in Pohnpei, Micronesia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76: 14-20

Golbuu, Y., van Woesik, R., Richmond, R. H., Harrison, P. y Fabricius, K. E. 2011. River discharge reduces reef coral diversity in Palau. *Marine pollution bulletin* 62: 824–831.

González-Ferrer, S. (2004). Catálogo de los corales hermatípicos de aguas cubanas. En S. González-Ferrer (Ed.), Corales pétreos. Jardines sumergidos de Cuba (pp. 79-189). Editorial Academia. Madrid.

Gutiérrez-Ruiz, C., Román-Vives, M.A.M., Vergara, C.H. y Badano, E.I. 2011. Impact of anthropogenic disturbances on the diversity of shallow stony corals in the Veracruz Reef System National Park. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82: 249-260.

Heilprin, A. (1890). The Corals and Coral Reefs of the Western Waters of the Gulf of Mexico. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 42: 303–316.

Hoey, A.S., Pratchett, M.S., Cvitanovic, C. 2011. High Macroalgal Cover and Low Coral Recruitment Undermines the Potential Resilience of the World's Southernmost Coral Reef Assemblages. *PLoS ONE* 6(10): e25824. doi:10.1371/journal.pone.0025824

Horta-Puga, G. 2003. Condition of selected reef sites in the Veracruz reef system (stony corals and algae). 360-369 pp. En J.C. Lang (ed.). Status of Coral Reefs in the western Atlantic: Results of initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program. *Atoll Research Bulletin* 496.

Horta Puga, G. 2007. Impactos ambientales. 183-236 pp. En: Tunnell Jr, J. W. , E. A. Chávez y K. Withers. Arrecifes coralinos del sur del Golfo de México. Texas A&M University Press.

Horta-Puga, G. y Carriquiry, J.D. 2008. Crecimiento del coral hermatípico *Montastraea cavernosa* en el Sistema Arrecifal Veracruzano. *Ciencias Marinas* 34(1): 107–112.

Horta-Puga, G. y Tello-Musi, J. L. 2009. Sistema Arrecifal Veracruzano: condición actual y programa permanente de monitoreo: Primera Etapa. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad de Estudios Superiores Iztacala. Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. DM005. México D. F.

Horta-Puga, G., Tello-Musi, J.L., Córdova-Morales, A. y Morales-Aranda, A. 2014a. Reporte de las campañas de monitoreo C-08, H-08 y H-09. Proyecto Sistema Arrecifal Veracruzano, condición actual y programa permanente de monitoreo: II Etapa. CONABIO, GM005. México, D.F. 102 p.

Horta-Puga, G., Tello-Musi, J.L., Córdova-Morales, A., Gutiérrez-Martínez, J.F. y Morales-Aranda, A. 2014b. Reporte de las campañas de monitoreo C-09 y H-10. Proyecto Sistema Arrecifal Veracruzano, condición actual y programa permanente de monitoreo: II Etapa. CONABIO, GM005. México, D.F. 133 p.

Horta-Puga, G., Tello-Musi, J.L., Beltrán-Torres, A., Carricart-Ganivet, J.P., Carriquiry, J.D. y Villaescusa-Celaya, J. 2015. Veracruz Reef System: a hermatypic coral community thriving in a sedimentary terrigenous environment. p. 181-208. En: Granados-Barba, A., Ortiz-Lozano, L., Salas-Monreal, D. y González-Gándara, C. (eds.). Aportes al conocimiento del Sistema Arrecifal Veracruzano: hacia el Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México. Universidad Autónoma de Campeche. 366 P.

Hughes, T.P. 1994. Catastrophes, Phase Shifts, and Large-Scale Degradation of a Caribbean Coral Reef. *Science* 265: 1547–1551.

Hughes, T.P. y Tanner, J.E. 2000. Recruitment failure, life histories, and long-term decline of Caribbean corals. *Ecology* 81: 2250–2263.

Earth Science and Remote Sensing Unit, NASA Johnson Space Center. Gateway to Astronaut Photography of Earth. NASA Photo ID: STS41G-38-25, capturada: 7/octubre/1984. <http://eol.jsc.nasa.gov/SearchPhotos/photo.pl?mission=STS41G&roll=38&frame=25>  
Consultado: junio/2013.

Jones, J., Withers, K. y Tunnel 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.

Jordán-Dahlgren, E. 2004. Los arrecifes coralinos del Golfo de México: Caracterización y diagnóstico. 555-570 pp. En: Caso, M., Pisanty, I. y Ezcurra, E. (comp) Diagnóstico ambiental del Golfo de México. Instituto Nacional de Ecología. 1047 P.

Kramer, P.A. 2003. Synthesis of coral reef health indicators for the western Atlantic: results of the AGRRA program (1997-2000). En: Lang, J.C. (Ed.). Status of Coral Reefs in the Western Atlantic: Results of Initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program. *Atoll Research Bulletin* 496: 1–57.

Lalli, C.M. y Parsons, T.R. 1997. Biological oceanography: an introduction (2nd ed.). Elsevier. 324 P.

Lang, J. C. (ed.) 2003. Status of Coral Reefs in the Western Atlantic: Results of Initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Program. *Atoll Research Bulletin* 496: 1-630.

Lapointe, B.E., Littler, M.M. y D.S. Littler. 1997. Macroalgal overgrowth of fringing coral reefs at Discovery Bay, Jamaica: bottom-up versus top-down control. *Proceedings of the Eight International Coral Reefs Symposium, Panama*: 927-932.

Lara, M., Padilla, C., García, C. y Espejel, J. 1992. Coral Reef of Veracruz Mexico I. Zonation and Community. *Proceedings of the Seventh International Coral Reef Symposium, Guam*, Vol. 1: 535-544.

Lara Domínguez, A.L., F. Contreras Espinosa, O. Castañeda-López; E. Barba-Macías y M.A. Pérez-Hernández. 2011. Lagunas costeras y estuarios, Vol. I: 301-317. En: La Biodiversidad en Veracruz: Estudio de Estado. CONABIO, Gobierno del Estado de Veracruz, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología, A.C. ISBN:-607-7607-50-2.

Lehman, R.L. 2007. Algas de los arrecifes. En: Tunnell Jr, J. W. , E. A. Chávez y K. Withers (eds). Arrecifes coralinos del sur del Golfo de México. Texas A&M University Press. 129-140 pp.

Li, X., Huang, H., Lian, J., Liu, S., Huang, L. y Yang, J. 2013. Spatial and temporal variations in sediment accumulation and their impacts on coral communities in the Sanya Coral Reef Reserve, Hainan, China. *Deep-Sea Research II* 96: 88–96.

Littler, M.M. 1980. Morphological form and photosynthetic performance of marine macroalgae: Test of a functional/form hypothesis. *Botanica Marina* 22: 161-165.

- Littler, M.M. y Littler, D.S. 1980. The evolution of thallus form and survival strategies in benthic marine macroalgae: field and laboratory test of a functional form model. *The American Naturalist* 116 (1): 25-44.
- Littler, M.M. y Littler, D.S. 1984. Models of tropical reef biogenesis: the contribution of algae. *Prog Phycol Res* 3: 323-364.
- Littler, M.M., Littler, D.S. y Brooks, B.L. 2006. Harmful Algae on Tropical Coral Reefs: Bottom-up Eutrophication and Top-down Herbivory. *Harmful Algae* 5:1– 23.
- López, M.M. y Solano, O.D. 2005. Estado poblacional de *Echinometra lucunter* (Echinoidea: Echinometridae) y su fauna acompañante en el litoral rocoso del Caribe Colombiano. *Revista de Biología Tropical* 53 Suppl 3(57): 291–297.
- Loya, Y. 1976 Effects of water turbidity and sedimentation on the community structure of Puerto Rican corals. *Bulletin of Marine Science* 26: 450-466.
- Martín-Blanco, F., Clero-Alonso, L., González-Sansón, G., y Amargós-Fabián, P. 2011. Influence of *Diadema antillarum* populations (Echinodermata: Diadematidae) on algal community structure in Jardines de la Reina, Cuba. *Revista de Biología Tropical* 59(3), 1149–1163.
- Martínez, S. y Acosta, A. 2005. Cambio temporal en la estructura de la comunidad coralina del área de Santa Marta - Parque Nacional Natural Tayrona (caribe colombiano). *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 34: 161-191.
- Martínez-López, B. y Parés-Sierra, A. 1998. Circulación del Golfo de México. *Ciencias Marinas* 24(1): 65-93.
- McField, M. y Kramer, P. 2007. Healthy Reefs for Healthy People: A guide to Indicators of Reef Health in the Mesoamerican Reef Region. Miami, Fl., EE.UU.: The Smithsonian Institution.
- McLaughlin, C.J., Smith, C.A., Buddemeier, R.W., Bartley, JD y Maxwell, B.A. 2003. Rivers, runoff, and reefs. *Global and Planetary Change* 39: 191-199.

- McManus, J.W., y Polsenberg, J.F. 2004. Coral–algal phase shifts on coral reefs: Ecological and environmental aspects. *Progress in Oceanography* 60(2-4): 263–279. <http://doi.org/10.1016/j.pocean.2004.02.014>
- Moberg, F., y Folke, C. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics* 29(2): 215–233.
- Mumby, P.J. 2006. The Impact of Exploiting Grazers (Scaridae) on the Dynamics of Caribbean Coral Reefs. *Ecological Applications* 16(2): 747–769.
- Navarrete-Salgado, N.A., Rojas-Bustamante, M.K., Contreras-Rivero, G. y Elías-Fernández, G. 2010. *Sucesión ecológica: El proceso de restauración natural de las comunidades*. Universidad Nacional Autónoma de México. 65 P.
- Nodarse, A. 2001. Abundancia y distribución del erizo *Echinometra lucunter* (Linnaeus) (Echinodermata, Echinoidea) en un arrecife del litoral norte de la ciudad de la Habana. *Rev. Investigaciones Marinas* 22(2): 107–115.
- Nugues, M.M. y Roberts, C.M. 2003. Partial mortality in massive reef corals as an indicator of sediment stress on coral reefs. *Marine Pollution Bulletin* 46(3): 314–23. [http://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00402-2](http://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00402-2)
- Padilla, A. 1989. Estructura comunitaria de escleractinios del arrecife El Cabezo, Veracruz. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias-UNAM. 96 P.
- Perera-Valderrama, S., Alcolado, P., Caballero-Aragón, H., De la Guardia-Llansó, E. y Cobián-Rojas, D. 2013. Condición de los arrecifes coralinos del Parque Nacional Guanahacabibes, Cuba. *Revista Ciencias Marinas y Costeras* 5: 69-86.
- Pereyra, D. y Pérez, J.A. 2005. Hidrología de superficie y precipitaciones intensas 2005 en el Estado de Veracruz. *Inundaciones 2005 en el Estado de Veracruz*. 81-99 pp.

Pérez-España, H. y Vargas-Hernández, J. M. 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.

Ramírez-González, A. 2006. Ecología: Métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades. Editorial Pontificia Universidad Javariana. Bogotá. 10 pp.

Ramos, A. A., Inoue, Y. y Ohde, S. 2004. Metal contents in *Porites* corals: Anthropogenic input of river run-off into a coral reef from an urbanized area, Okinawa. *Marine Pollution Bulletin* 48: 281–294

Rangel-Ávalos, M. A., L.K.B. Jordan, B.K. Walker, D.S. Gilliam, E. Carvajal Hinojosa y R.E. Spieler. 2008. Fish and Coral Reef Communities of the Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (Veracruz Coral Reef System National Park) Veracruz, Mexico: Preliminary Results. *Proceedings of the 60th Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 60: 427-435.

Restrepo, JD. y Alvarado, EM. 2011. Assessing Major Environmental Issues in the Caribbean and Pacific Coasts of Colombia, South America: An Overview of Fluvial Fluxes, Coral Reef Degradation, and Mangrove Ecosystems Impacted by River Diversion. En: Wolanski, E. y McLusky, D.(eds.) *Treatise on Estuarine and Coastal Science*. Academic Press. 289-314 pp.

Riegl, B., Bruckner, A., Coles, S. L., Renaud, P. y Dodge, R. E. 2009. Coral Reefs: Threats and conservation in an era of global change. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1162: 136–186. doi:10.1111/j.1749-6632.2009.04493.x

Rocha, A., Chávez, R, Ramírez, A. y Cházaro, S. 2006. Comunidades. Métodos de estudio. UNAM, FES Iztacala. México. 146-147 pp.

Roder, C., Wu, Z., Richter, C. y Zhang, J. 2013. Coral reef degradation and metabolic performance of the scleractinian coral *Porites lutea* under anthropogenic impact along the NE coast of Hainan Island, South China Sea. *Continental Shelf Research* 57: 123–131.

Rodríguez-Gómez C. F., Aké-Castillo J. A. y Campos-Bautista, G. 2013. Productividad primaria bruta y respiración planctónica en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. *Hidrobiológica* 23 (2): 143-153.

Rosales-Hoz, L., A. Carranza-Edwards, J. Cerón-Alvarado y O. Celis-Hernández. 2010. Concentración de metales en la zona arrecifal de Veracruz, Golfo de México. *Actas INAGEQ* (16) 1: 75-80.

Ruiz-Ramos, D.V, Hernández-Delgado, E.A., y Schizas, N.V. 2011. Population status of the long-spined urchin *Diadema antillarum* in Puerto Rico 20 years after a mass mortality event. *Bulletin of Marine Science* 87(1): 113–127.

Sánchez-Jérez, P., Cesar, A., Cortez, F.S., Pereira, C.D.S., Silva, S.L.R. 2001. Distribución espacial de las poblaciones de erizos más abundantes de la costa sudeste del litoral de São Paulo (Brasil). *Ciencias Marinas* 27(1): 139–153.

Schmitz, W. J., Biggs, D. C., Lugo-Fernandez, A., Oey, L.-Y. y Sturges, W. 2005. A Synopsis of the Circulation in the Gulf of Mexico and on its Continental Margins. En: Sturges, W. y Lugo-Fernandez, A.(eds.). *Circulation in the Gulf of Mexico: Observations and Models*. American Geophysical Union, Washington, D. C. doi:10.1029/161GM03

Schuhmacher, H. 1978. Arrecifes coralinos. Su extensión, mundo animal y ecología. Ediciones Omega. Barcelona. 21-26 pp.

SEMARNAT. 2010. Compendio de estadísticas ambientales. Calidad del Agua conforme a parámetros físicos, químicos y biológicos.

Shephard, C.R.C. 1982. Coral Populations on Reef Slopes and Their Major Controls. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 7: 83-115.

Smith, S.V. y Buddemeier, R.W. 1992. Global change and coral reef ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 23: 89-118.

Smith, T. B., Nemeth, R. S., Blondeau, J., Calnan, J. M., Kadison, E., y Herzlieb, S. 2008. Assessing coral reef health across onshore to offshore stress gradients in the US Virgin Islands. *Marine Pollution Bulletin* 56 (12): 1983–1991.

Tomascik, T. y Sander, F. 1987. Effects of eutrophication on reef-building corals - II. Structure of scleractinian coral communities on fringing reefs, Barbados, West Indies. *Marine Biology* 94: 53.75.

True, J. D. 2012. Salinity as a structuring force for near shore coral communities. Proceedings of the 12th International Coral Reef Symposium, Cairns, Australia, 9-13 July 2012.

Veron, J.E.N. 1995. Corals in space and time: The biogeography and evolution of the Scleractinia. Cornell University Press, Ithaca. N.Y. 321 p.

Withers, K. y Tunnell, J.W. 2007. Biodiversidad de los arrecifes. En: Tunnell Jr, J. W. , E. A. Chávez y K. Withers (eds). Arrecifes coralinos del sur del Golfo de México. Texas A&M University Press.

Zavala-Hidalgo, J., S. Morey y J. O'Brien. 2003. Seasonal circulation on the western shelf of the Gulf of Mexico using a high-resolution numerical model. *Journal of Geophysical Research* (108) C12, 3389, doi:10.1029/2003JC001879.

## APÉNDICE 1

Catálogo de especies registradas en este estudio.



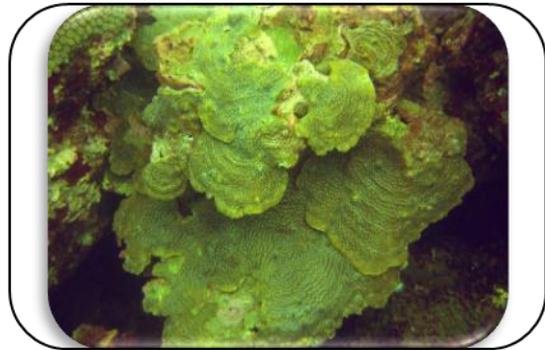
*Acropora palmata*



*Agaricia humilis*



*Agaricia agaricites*



*Agaricia lamarcki*



*Agaricia fragilis*



*Colpophyllia natans*



*Leptoseris cucullata*



*Millepora alcicornis*



*Madracis decactis*



*Montastraea cavernosa*



*Manicina areolata*



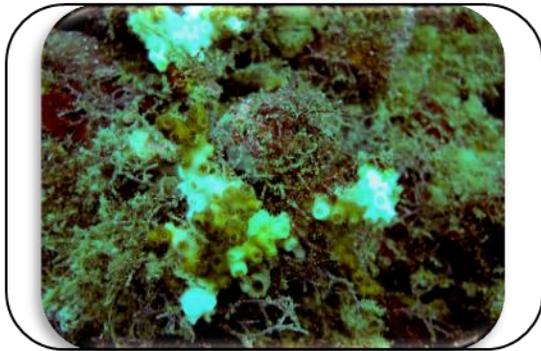
*Mycetophyllia danniana*



*Mycetophyllia lamarckiana*



*Orbicella faveolata*



*Oculina diffusa*



*Orbicella franksi*



*Orbicella annularis*



*Porites astreoides*

## APÉNDICE 2

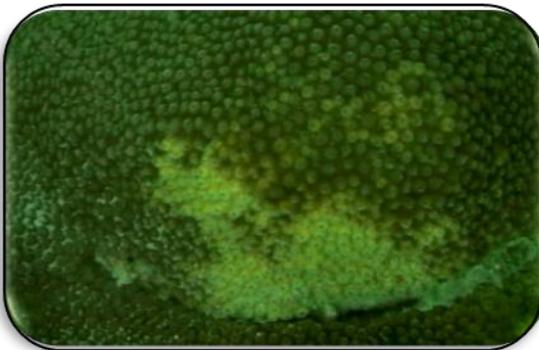
Enfermedades y blanqueamiento registrados en este estudio.



Mancha negra



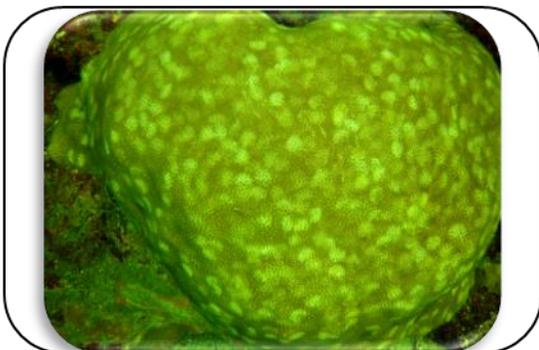
Plaga blanca



Banda amarilla



Banda roja



Lunares blancos



Blanqueamiento