



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO
INSTITUTO DE INVESTIGACIONES SOBRE LOS RECURSOS NATURALES

**Diversidad, abundancia y distribución de esponjas en dos tipos de
hábitat de la estructura tridimensional de dos arrecifes de
Zihuatanejo, Guerrero.**

TESIS

Que presenta

MARIA DEL CARMEN CHÁVEZ FUENTES

Como requisito para obtener grado
Académico de

Maestra en Ciencias (Ecología Integrativa)

Director de Tesis:

Dr. Héctor Hugo Nava Bravo



Morelia, Michoacán, Mayo de 2016



Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo
Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales



Eduardo Mendoza Ramírez
Coordinador de la Maestría en Ciencias
en Ecología Integrativa
INIRENA-UMSNH

PRESENTE


Por este conducto nos permitimos comunicarle que después de haber revisado el manuscrito final de la Tesis Titulada: "Diversidad, abundancia y distribución de esponjas en dos tipos de hábitat de la estructura tridimensional de dos arrecifes de Zihuatanejo, Guerrero" presentado por la Biól. María del Carmen Chávez Fuentes. consideramos que reúne los requisitos suficientes para ser publicado y defendido en Examen de Grado de Maestra en Ciencias.

Sin otro particular por el momento, reiteramos a usted un cordial saludo.

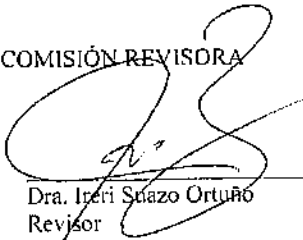
ATENTAMENTE

Morelia, Michoacán, a 18 de mayo de 2016

MIEMBROS DE LA COMISIÓN REVISORA



Dr. Héctor Hugo Nava Bravo
Director



Dra. Itéri Szazo Ortuño
Revisor



Dr. Juan José Luis Carballo Cenizo
Revisor

Av. San Juanito 1714 número 870.
Tel. (443) 327-2351/ Fax. 327-2350
Morelia, Michoacán

Agradecimientos

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada número 374882 para cursar el posgrado.

A la Maestría en Ciencias en Ecología Integrativa del Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales dependiente de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (INIRENA-UMSNH) por aceptarme.

Al proyecto CB-2012-01-177537 CONACyT-SEP de ciencia básica *“Efecto de la acidificación del océano en el proceso de bioerosión por esponjas destructoras de arrecifes coralinos”* y al proyecto CIC-UMSNH aprobado durante el año 2013 *“Interacciones de competencia entre corales y esponjas de la zona litoral de Zihuatanejo, Guerrero”*, por los fondos proporcionados para la realización de este trabajo de tesis.

Al Dr. Héctor Nava, que además de ayudar, dirigir y brindar recomendaciones para la realización de este proyecto se forjó una amistad.

Al Dr. José Luis Carballo y a la Dra. Ireri Suazo por sus aportes para enriquecer este trabajo.

A las nuevas amistades que se forjaron en el laboratorio Yobis, Gina, Ángeles, Fany, Jeny y Beto.

Y especialmente a mi familia que ha sido mi apoyo en cada etapa de mi vida.

Gracias totales

ÍNDICE

1. RESUMEN	1
2. SUMMARY	2
3. INTRODUCCIÓN	3
4. ANTECEDENTES	6
5. HIPÓTESIS	9
6. OBJETIVOS.....	10
6.1 Objetivo general.....	10
6.2 Objetivos particulares	10
7. MATERIALES Y MÉTODOS	11
7.1 Zona de estudio	11
7.2 Estrategia de muestreo.....	12
7.3 Registro de parámetros ambientales	12
Tasa de sedimentación	12
Trasparencia vertical.....	13
Temperatura del agua y disponibilidad de luz a nivel de fondo.....	14
7.4 Cobertura de los componentes del sustrato	14
7.5 Registro de la diversidad y abundancia de las esponjas por tipo de hábitat (expuesto y protegido) en la estructura arrecifal.....	15
7.6 Análisis de datos.....	16
8. RESULTADOS	18
8.1 Parámetros ambientales	18
8.2 Cobertura de los componentes del sustrato	22

8.3 Contribución de las especies de coral al hábitat ocupado por esponjas.....	27
8.4 Estructura del ensamble de especies de esponjas en Playa Las Gatas e Islote Zacatoso.....	29
8.5 Estructura del ensamble de esponjas en los hábitats expuesto y protegido....	30
8.6 Variación de la abundancia de las esponjas por temporada y tipo de hábitat en Playa las Gatas e Islote Zacatoso.	33
9. DISCUSIÓN	37
9.1 Parámetros ambientales	37
9.2 Cobertura de los componentes del sustrato	39
9.3 Esponjas habitando la estructura coralina	41
10. CONCLUSIONES	46
11. BIBLIOGRAFÍA	48
Anexo 1	58
Anexo 2	59
Anexo 3	61

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1.** Ubicación de las comunidades coralinas. Hecho y modificado en maptools de seaturtle.org. 12
- Figura 2.** Parámetros ambientales en Playa Las Gatas e Islote Zacatoso, a) Tasa de sedimentación, b) Transparencia vertical de la columna de agua, c) Temperatura y d) Incidencia de luz a nivel de fondo. 21
- Figura 3.** Análisis de componentes principales (PCA) donde círculos rellenos es Playa Las Gatas y circunferencias es Islote Zacatoso , en color rojo es julio de 2014, verde es octubre de 2014, azul es febrero de 2015 y morado es mayo de 2015. 25
- Figura 4.** Porcentaje acumulado de la contribución de las especies de coral a la conformación de: a) el hábitat expuesto y b) el hábitat protegido. 28
- Figura 5.** Análisis Clúster y NMDS de la estructura del ensamble de esponjas promediada por temporada de muestreo en Playa Las Gatas (LG) e Islote Zacatoso (ZA) durante los julio 2014, octubre de 2014, febrero de 2015 y mayo de 2015 (M1, M2, M3 y M4, respectivamente). 30
- Figura 6.** Porcentaje acumulado por especie de esponja en: a) el hábitat expuesto y b) el hábitat protegido. 32
- Figura 7.** Promedio de la abundancia de las esponjas sobre la estructura arrecifal en hábitat expuesto y protegido durante los muestreos en: a) Playa Las Gatas y b) Islote Zacatoso. Las barras sobre las columnas muestran la desviación estándar. 35
- Figura 8.** Comparación entre Playa Las Gatas e Islote Zacatoso del promedio de la abundancia de las esponjas para: a) abundancia total, b) abundancia en hábitat 36

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Parámetros ambientales de Playa Las Gatas e Islote Zacatoso. SED (tasa de sedimentación), T.V (transparencia vertical de la columna de agua), Temperatura (Temperatura del agua) e Incidencia luz (incidencia de la luz a nivel de fondo).	22
Tabla 2. Estado de conservación por comunidad coralina (MI).	23
Tabla 3. Promedio y desviación estándar de cada categoría de sustrato por cada muestreo en playa Las Gatas e islote Zacatoso.....	26

1. RESUMEN

En los ambientes arrecifales del Pacífico mexicano se han documentado escasos estudios sobre la diversidad y distribución de las especies de esponjas no perforadoras que poseen la capacidad de habitar la estructura coralina viva. Este trabajo se realizó durante el transcurso de un año en Playa Las Gatas e islote Zacatoso, dos comunidades coralinas del estado de Guerrero, México. Para determinar los factores que podrían estar influyendo en la estructura del ensamble de especies de esponjas en cada comunidad coralina se registraron algunas variables ambientales y características del sustrato. Se contabilizó también el número de especies y la abundancia de esponjas en dos diferentes tipos de hábitat: expuesto (el espacio sobre el coral) y protegido (el espacio entre las ramas del coral). Con excepción de la transparencia de la columna de agua, las características ambientales fueron similares entre estos dos sitios. No obstante, Islote Zacatoso fue el sitio con mayor cobertura de coral vivo y con un mejor estado de conservación. Los cambios en la abundancia y composición de las esponjas a nivel de comunidad y tipo de hábitat coincidieron con los cambios estacionales. En Islote Zacatoso no se registraron cambios importantes en la estructura de la comunidad de esponjas entre muestreos ni entre tipos de hábitat. En Playa Las Gatas, diversidad y la abundancia tendió a ser similar o mayor que en Islote Zacatoso en ambos tipos de hábitat. Debido a su configuración de bahía semi cerrada, los cambios ambientales durante la época de lluvias parecen provocar cambios más notables en la estructura de la comunidad de esponjas en este sitio, especialmente en el hábitat expuesto. Esto sugiere que los cambios ambientales estacionales desempeñan un papel importante en la configuración de las especies de esponjas arrecifales del Pacífico mexicano. Adicionalmente, estos resultados muestran que la tridimensionalidad del arrecife provee condiciones que favorecen la diversidad global de esponjas y la perdurabilidad de las especies aún en ambientes adversos.

Palabras clave: comunidad coralina, esponjas, abundancia, sustrato, hábitat.

2. SUMMARY

In the Mexican Pacific reef environments they have been documented few studies on the diversity and distribution of species not boring sponges that have the ability to inhabit the living coral structure. This work was during a one year in Playa Las Gatas and island Zacatoso, two coral communities in the state of Guerrero, Mexico. To determine the factors that could be influencing the structure of the assembly of each species of sponges in coral community, some environmental variables and substrate characteristics were recorded. The number of species and abundance of sponges in two different habitat are also counted: exposed habitat (the space above the coral) and protected habitat (the space between the branches of coral). Except for the transparency of the water column, the environmental characteristics were similar between these two sites. However, Islote Zacatoso was the site more live coral cover and with a better condition. Changes in the abundance and composition of the sponges at the community level and type of habitat coincided with seasonal changes. In Islote Zacatoso no significant changes were recorded in the structure of the community of sponges between samples or between habitat types. Playa Las Gatas, diversity and abundance tended to be similar or higher than in Islote Zacatoso in both types of habitat. Due to its semi closed bay configuration, environmental changes during the rainy season appear to cause more significant changes in the structure of the community of sponges on this site, especially in exposed habitat. This suggests that seasonal environmental changes play an important role in shaping species of reef sponges Mexican Pacific. In addition, these results show that the three-dimensionality of the reef provides conditions conducive to the global diversity of sponges and sustainability of species even in harsh environments.

Key words: community coral, sponges, abundance, substrate, habitat.

3. INTRODUCCIÓN

El ecosistema marino es muy vasto y por esa razón su estudio está frecuentemente fragmentado (INE, 2014). Sin embargo, la dependencia del hombre de los recursos que proveen y los cambios que ha ejercido el calentamiento global, ha causado el deterioro global de los mismos (INE, 2014). Los arrecifes de coral son uno de los ecosistemas marinos más complejos, diversos (Saavedra-Sotelo *et al.*, 2011) y productivos del planeta (UNEP-WCMC, 2011), con un constante flujo de materia y energía (Menéndez *et al.*, 2006). Son importantes ecológicamente por constituir estructuras que sirven como zonas de refugio permanente o temporal, alimento y reproducción para muchas especies (Cesar 2000). Estos ofrecen bienes y servicios a las poblaciones humanas (Moberg y Folke, 1999; Cesar, 2000; Arizpe, 2004; González-Ferrer *et al.*, 2006 y Carballo *et al.*, 2012), como son la pesca y maricultura de especies comerciales, que proporcionan una fuente de ingresos a las poblaciones locales (Cesar, 2000; Arizpe, 2004; UNEP-WCMC, 2011; Carballo *et al.*, 2012). Su alto valor paisajístico les otorga un alto potencial para la generación de empleos derivados de la industria turística como el buceo (Cesar, 2000; UNEP-WCMC, 2011). Entre los servicios ambientales que proveen destaca la protección de la zona costera contra las olas erosivas y las tormentas (UNEP-WCMC, 2011).

Estos ecosistemas están sometidos actualmente a fuertes presiones ocasionadas principalmente por actividades antropogénicas sin descartar el cambio climático (Baker *et al.*, 2008; Carballo *et al.*, 2010). El desarrollo costero, en específico el cambio de uso de suelo (la deforestación y establecimientos urbanos) son las principales causas de la degradación ambiental (Nava y Ramírez-Herrera, 2011) por la gran cantidad de sedimento que incorporan al ecosistema (Segal y Castro, 2011), la pesca excesiva y el transporte marítimo también contribuyen (UNEP-WCMC, 2011).

Los arrecifes de coral sometidos a perturbaciones ejercidas por el hombre o naturales son más susceptibles de ser colonizados por diversos organismos bentónicos marinos (Norstöm *et al.*, 2009). A pesar de que ciertas especies de

esponjas parecen beneficiarse de la degradación de la estructura coralina, estas también son vulnerables a la desaparición del sustrato ocasionado por la bioerosión y la hidrodinámica (Rutzler, 2004).

En ecosistemas como los del Caribe y el Indopacífico ciertas especies de esponjas muestran una alta agresividad, llegando incluso a desplazar a los corales (Schonberg y Wilkinson 2001; López-Victoria *et al.*, 2004; Chaves-Fonnegra *et al.*, 2005; Aerts y van Soest 2007). Todos los corales poseen filamentos mesenteriales (Chornesky, 1983) y una de sus funciones es combatir a organismos que busquen utilizarlo de sustrato para su asentamiento mediante digestión extracelenterica (Ferríz-Domínguez y Horta-Puga, 2001). Algunas especies también desarrollan tentáculos barredores que causan daño físico o químico (Chornesky, 1983; 1989). Las especies de corales capaces de segregar toxinas y terpenos inhiben el crecimiento y metamorfosis de otros organismos produciendo necrosis en el tejido vivo de su contrincante (Chadwick y Morrow, 2011). En los poríferos, los mecanismos de competencia por el sustrato incluyen la capacidad de horadar en cualquier sustrato calcáreo biogénico cavando una serie de túneles en los cuales se establecen (Calcinai *et al.*, 2004). Otras especies de esponjas pueden crecer encima de otro organismo inhibiéndolo con sustancias aleloquímicas producidas por éstas (Chadwick y Morrow, 2011).

Sin embargo, las esponjas a veces pueden tolerar las defensas químicas de los corales y parecen tener la capacidad de compartir el espacio. En el arrecife, los poríferos pueden encontrarse sobre las colonias, entre las grietas del arrecife y dentro del esqueleto de las colonias (Carballo *et al.*, 2013; Nava *et al.*, 2014). De hecho, son uno de los principales contribuyentes a la estructura de la comunidad bentónica en los arrecifes templados y tropicales (Rützler, 1970; Ruzicka y Gleason, 2009, van Soest *et al.*, 2012).

Son organismos exclusivamente acuáticos que se fijan a un sustrato (Benayahu y Loya, 1981, Aerts y van Soest, 1997; Tse-Lynn y Pawlink, 2012), poseen células especializadas para diversas funciones pero no están organizadas en órganos ni tejidos y se alimentan filtrando partículas microscópicas de comida a través de un

sistema de canales (van Soest *et al.*, 2012). Su esqueleto está constituido principalmente por espículas de sílice, calcio y/o fibras orgánicas de colágeno (van Soest *et al.*, 2012). Su forma y tamaño es muy variable, incluso en organismos de la misma especie debido a su alta plasticidad (Barnes y Bell, 2002) moldeada por factores ambientales tales como la hidrodinámica, luz y turbidez (van Soest *et al.*, 2012). Las esponjas establecen asociaciones simbióticas con una gran diversidad de procariotas microscópicos (Diaz y Rutzler, 2001) y organismos macroscópicos (van Soest *et al.*, 2012). Pueden encontrarse desde las zonas litorales hasta profundidades abisales, desde los trópicos hasta latitudes más altas (van Soest y Lavaleye, 2005; van Soest *et al.*, 2012), ocupar hábitats rocosos (Reed, 2002), sustratos calcáreos, crustáceos, algas, etc (Schönberg, 2002), fondos fangosos (van Soest y Lavaleye, 2005), algunos hábitats estuarinos (Carballo *et al.*, 2004) y de agua dulce (van Soest *et al.*, 2012).

En general, incluyendo los ambientes arrecifales, las esponjas desempeñan funciones en procesos ecológicos clave como la competencia por el espacio, la provisión de hábitat, la depredación, la producción primaria, la nitrificación y la erosión entre otras (Rutzler, 2004). Se sabe que los patrones de distribución de las esponjas y su variación temporal están influenciadas por diversos factores bióticos y abióticos que generalmente interactúan en combinación, estos pueden ser los patrones de dispersión y reclutamiento de las larvas y la depredación de esponjas adultas; también el flujo y la profundidad del agua, la intensidad de la luz, el tipo de hábitat y el de sustrato entre otros (Wulff, 2006, Duckworth *et al.*, 2008).

El objetivo general de este trabajo es cuantificar la diversidad y abundancia de esponjas no perforadoras en la estructura arrecifal en dos diferentes tipos de hábitat: expuesto y protegido, de dos comunidades coralinas de Zihuatanejo, Guerrero durante la temporada de lluvias y secas.

4. ANTECEDENTES

Las esponjas son uno de los grupos más diversos y abundantes en los arrecifes coralinos (Suchanek *et al.*, 1983; Porter y Targett, 1988; Aerts y van Soest, 1997; Hill, 1998; Steindler *et al.*, 2002; Cruz-Barraza y Carballo, 2008; González-Rivero *et al.*, 2011) y están presentes tanto en hábitats expuestos como crípticos (Díaz y Rutzler, 2001).

La abundancia y composición de las esponjas en los arrecifes están influenciada por factores tanto bióticos como abióticos (Duckworth *et al.*, 2008). Por ejemplo, Goodwin y colaboradores (2014) observaron que la abundancia de esponjas decrecía cuando el pH era más ácido, esto podría afectar procesos reproductivos y de crecimiento por lo que tomo como factor dominante la acidificación del océano en la composición de la comunidad de esponjas en la isla Ischia, Italia.

Procesos como la depredación juegan un papel importante. En este sentido Ruzicka y Gleason (2009) observaron que entre mayor abundancia de esponjivoros la composición de esponjas se encuentra conformada por especies con defensas químicas y las especies con bajas defensas químicas están relegadas a ambientes con escasos depredadores.

La profundidad influye también en la estructura de la comunidad de esponjas, ya que en un gradiente de 10-50 metros, algunas especies se vuelven más dominantes que otras aunque no afecte su diversidad (Villamizar *et al.*, 2014).

Patógenos que provocan enfermedades en los arrecifes pueden mermar la diversidad y abundancia de estos organismos. En un arrecife Caribeño en un lapso de 14 años decreció la diversidad en 51.3% y la abundancia en un 42.6% de esponjas, no se le atribuye a depredadores ni ha episodios extremos de factores abióticos, ya que se habían registrado mortalidad en masa en otros sitios, por lo que es una pérdida regional atribuible a una enfermedad (Wulff, 2006).

Otros autores han tomado importancia a la estabilidad y tipo de sustrato como un factor importante en la estructura de la comunidad debido a su forma de vida sésil, Carballo y Nava (2007) registraron la riqueza de especies en dos ambientes rocosos de Mazatlán, uno estable y otro inestable. Se obtuvieron un total de 47 especies de esponjas que variaron de 22 especies en temporada de secas a 35 especies en lluvias

En el Pacífico Mexicano la diversidad de las esponjas perforadoras ha sido ampliamente estudiada (Cruz-Barraza y Carballo, 2008). En total para los 17 arrecifes coralinos más desarrollados del Pacífico oriental mexicano de los estados de Baja California Sur, Nayarit, Guerrero y Oaxaca se tienen registradas un total de 20 especies de esponjas perforadoras asociadas a sustrato coralino, la mayoría tiene presencia en la matriz del coral muerto (56%), seguido del escombros coralino (45%) y finalmente coral vivo (36%) (Carballo *et al.*, 2013).

En Nayarit se obtuvo una riqueza específica de 13 y 11 especies de esponjas perforadoras en dos arrecifes en un lapso de 17 meses. (Nava y Carballo, 2013).

En el estado de Guerrero los arrecifes de Playa Las Gatas, Islote Zacatoso, Playa Manzanillo y Playa Riscalillo se registraron 12 especies de esponjas perforadoras que habitan coral vivo, coral muerto y escombros coralino. En Islote Zacatoso y Playa Riscalillo fue invadido mayormente en el coral muerto, en Playa Las Gatas el coral muerto y Playa Manzanillo en los tres sustratos fueron invadidos igualmente (Nava *et al.*, 2014). Sin embargo se ha observado que la riqueza específica fluctúa en el tiempo, atendiendo a variables ambientales como sedimentación, temperatura y estabilidad de sustrato.

Para las especies de esponjas no perforadoras con hábito epilítico (esponjas viviendo sobre la superficie expuesta de corales), no se ha documentado ampliamente en el Pacífico Mexicano (Vega, 2012). Un estudio de Cruz-Barraza y Carballo en 2008 registraron solo 6 especies de este tipo de esponjas de las cuales fueron: *Amphimedon texotli*, *Callyspongia californica*, *Chalinula nematífera*, *Haliclona caerulea*, *Mycale (Carmia) cecilia* y *Mycale (Carmia) magnirhaphidífera*.

Posteriormente Vega en 2012 registro las mismas especies adicionando solamente a *Mycale magnitoxa*.

Aunque la preferencia de los poríferos por diferentes hábitats no ha sido ampliamente documentada, se sabe que en otros grupos taxonómicos esta preferencia responde a sus requerimientos específicos. En peces crípticos, por ejemplo, se ha encontrado una correlación fuerte entre la complejidad del sustrato y la diversidad y densidad de los organismos debido a que pueden encontrar refugio ante sus depredadores (Willis y Anderson, 2003). En el caso de la esponja *Chalinula nematifera*, esta especie tiene una alta especificidad por habitar las ramas de corales Pocilloporidos (94%) contra sustrato expuesto rocoso (6%). Según Ávila y Carballo (2009), este microhábitat en particular le provee una disminución en la intensidad de luz hasta en un 96% respecto al hábitat expuesto fuera de las ramas de las colonias.

5. HIPÓTESIS

Se conoce que las condiciones ambientales en ecosistemas marinos son importantes para definir la estructura de las comunidades de esponjas. Por lo tanto se espera que la, diversidad, abundancia y distribución de esponjas sean influenciadas por el nivel de exposición al ambiente.

6. OBJETIVOS

6.1 Objetivo general

Analizar si existe una relación entre el nivel de exposición al ambiente con la variación espacio-temporal de la abundancia y diversidad de esponjas en los ambientes arrecifales de Islote Zacatoso y Playa Las Gatas.

6.2 Objetivos particulares

- Caracterizar el ambiente y el hábitat de las comunidades arrecifales para determinar el estado de conservación de cada sitio.
- Cuantificar la abundancia y diversidad de esponjas en dos tipos de hábitat provistos por las colonias de corales pocillopóridos (expuesto y protegido) y su distribución espacio-temporal en la zona de estudio.
- Indagar si existen diferencias en los ensamblajes de esponjas conformados en cada uno de los dos tipos de hábitat y si este patrón es consistente en ambos sitios estudiados.

7. MATERIALES Y MÉTODOS

7.1 Zona de estudio

El litoral mexicano alcanza los 11,592.77 km², con una superficie de 357,795 km² de plataforma continental (INE, 2014). Nuestra área de estudio fue Playa Las Gatas (17°37'19.7"N, 101° 33'10.5" O) e Islote Zacatoso (17° 39' 14.5" N y 101° 37' 18.7" O) (Figura 1), dos comunidades coralinas en Zihuatanejo, Guerrero, México dentro de la región prioritaria para la conservación número 30 (Mexiquillo-Delta del Balsas) por su alta diversidad biológica (Arriaga-Cabrera *et al.*, 1998) los cuales cuentan con estructuras coralinas relevantes. En la zona costera de Zihuatanejo, Guerrero la temperatura media mensual oscila entre los 18 ° C y los 32 ° C y la estación de lluvias se produce de junio a septiembre (SEMAR-DIGAOHM, 2015).

La comunidad coralina de Playa Las Gatas es una bahía con una superficie aproximada de 600 metros con profundidades que van de 3 a 6 metros, dividida por un pretil (Coronado-Nava *et al.*, 2014). El sustrato es dominado mayormente por rocas de tamaño considerable, con colonias dispersas. En su mayoría están separadas entre sí, entre roca y roca. Contrario a Islote Zacatoso que se encuentra en mar abierto, donde la amplia matriz arrecifal consta de colonias fusionadas (Anexo 1).

En este caso, la comunidad coralina de Playa Las Gatas, por ubicarse en el interior de la Bahía de Zihuatanejo, es el sitio con mayor influencia antropogénica presentando salidas de aguas residuales, el desarrollo urbano, el anclaje, la pesca y el buceo recreativo. El arrecife de Islote Zacatoso, por otro lado, es un sitio alejado de la bahía y tiene una estructura de arrecife coralino bien desarrollado, apenas visitada por buceadores y varios pescadores (Nava *et al.* 2014) (Anexo1). En ambas comunidades coralinas la estructura arrecifal está dominada por corales pocillopóridos.

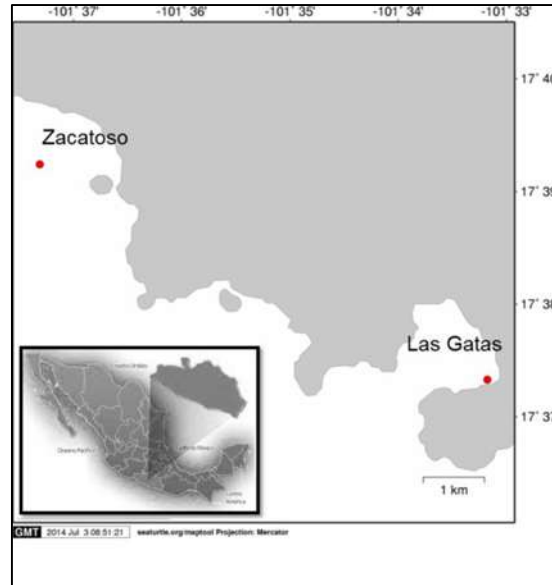


Figura 1. Ubicación de las comunidades coralinas. Hecho y modificado en maptools de seaturtle.org.

7.2 Estrategia de muestreo

Se realizaron muestreos de las variables ambientales y biológicas cada tres meses por un año: dos muestreos en las temporadas de lluvias y dos muestreos en la temporada de secas. Para la caracterización ambiental se registraron los siguientes parámetros; tasa de sedimentación (SED) ($\text{kg m}^{-2} \text{d}^{-1}$), transparencia vertical de la columna de agua (m.), temperatura ($^{\circ}\text{C}$) y disponibilidad de la luz a nivel de fondo (lux). Se registró la cobertura de los diferentes componentes del sustrato en porcentaje (%) (coral vivo, coral muerto, escombros coralinos, roca, arena, cobertura de algas filamentosas y calcáreas) y mediante el índice de mortalidad coralina (MI) se corroboró el estado de conservación de los arrecifes. Posteriormente, se registró en cada sitio el tipo de hábitat en el que se encontraban las esponjas, en hábitat expuesto (sobre la superficie del coral) o hábitat protegido (entre las ramas del coral).

7.3 Registro de parámetros ambientales

Tasa de sedimentación

Para registrar este parámetro se usaron 3 módulos con trampas de sedimentos en cada arrecife. El procedimiento de cómo se construyó e instaló cada módulo será el

siguiente: se clavó una varilla de metal en el fondo, la cual funciona como soporte para fijar verticalmente un tubo de PVC de 1 metro de longitud. En este último se ataron dos trampas de sedimento, las cuales consistieron en dos botellas de plástico, con una abertura circular de 2 cm de diámetro y 1L de capacidad. Estas botellas permanecieron abiertas por tres días y suspendidas a 1 metro sobre el sustrato. En total se colocaron seis trampas de sedimentos (tres módulos por cada arrecife) que se recogieron al término del muestreo y se trasladaron al laboratorio para procesarlas.

El procedimiento consistió en dejar sedimentar las muestras en las botellas de plástico, posteriormente se decantaron extrayendo la mayor cantidad de agua posible y se enjuagaron con agua dulce para disminuir la concentración de sales, repitiendo el proceso por lo menos dos veces. Después de que las muestras se asentaron, se decantaron lo más posible y se vació todo el contenido en recipientes de aluminio los cuales fueron previamente pesados. Estas muestras se dejaron en una estufa de secado a 100 °C durante 1 día y luego se pesaron para registrar el peso del sedimento seco. A partir del peso en seco del sedimento, el área de la boca del colector y el tiempo de permanencia en el fondo, se calculó la tasa de sedimentación promedio (promedio \pm SD, $\text{kg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$) para cada periodo de muestreo.

Fórmula:

$$\text{SED} = \frac{\text{Kg}}{\text{A} \times \text{D}}$$

Dónde: SED = tasa de sedimentación ($\text{kg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$), Kg = peso seco del sedimento captado en las trampas, A = área de la boca de la trampa de sedimento (m) y D = duración del muestreo de sedimentos (días).

Trasparecía vertical

Para medir la transparencia vertical, se utilizó un disco de Secchi atado al extremo de una cinta métrica. El disco fue sumergido lentamente hasta la máxima profundidad a la que fue visible, en el cual se repitió el procedimiento tres veces por cada día del

muestreo (3-4 días) en cada sitio. En el caso del muestreo de julio de 2014 se promediaron datos tomados en junio de 2013 y junio de 2015.

Temperatura del agua y disponibilidad de luz a nivel de fondo

Esta variable fue registrada continuamente en las comunidades coralinas, colocando dispositivos HOBO (Onset corporation), los cuales fueron programados para registrar la temperatura del agua (°C) y la disponibilidad de la luz a nivel de fondo (lux) in situ cada 5 minutos, durante el periodo de muestreo, que fue de 3 a 4 días. Estos dispositivos fueron fijados en los arrecifes hasta su extracción. Los dispositivos extraídos fueron procesados con una base estación óptica universal ONSET conectada a un ordenador para extraer la información recolectada durante el periodo de inmersión.

7.4 Cobertura de los componentes del sustrato

Mediante buceo autónomo se cuantifico la cobertura de los diferentes componentes del sustrato a través de cinco transectos paralelos a la línea de costa, cada uno de 21 m paralelos a la línea de costa. En cada transecto se colocó alternadamente un cuadrante de 1 m² cada 3 metros. Cada cuadrante fue fotografiado, repitiendo el procedimiento 6 veces en cada transecto, por lo que se obtuvieron 30 foto-cuadrantes de 1m² por cada localidad y por cada muestreo. Las imágenes capturadas fueron procesadas en una computadora usando el programa Picasa (Google inc.) para realzar los detalles de las imágenes. Después se analizaron con el programa Coral count point con extensiones de Excel (CPCE, Coral Reef Institute) para contabilizar los diferentes componentes del sustrato (coral vivo, coral muerto, escombros coralinos, roca, arena, cobertura de algas filamentosas y calcáreas). El procedimiento consistió en colocar 100 puntos sobre cada imagen de forma aleatoria y se contabilizó el número de puntos que incidieron en cada tipo de sustrato, los cuales fueron considerados como porcentaje (%) de cobertura en cada foto-cuadrante. En cada transecto se promediaron los cuadrantes y posteriormente los 5 transectos.

Índice de mortalidad coralina (MI)

El índice de mortalidad coralina (MI) (Holmes *et al.*, 2000) fue utilizada para conocer el estado de conservación del arrecife, usando los datos de cobertura de corales vivos y muertos que se registraron en los transectos y siguiendo la ecuación siguiente:

$$MI = \frac{CMA}{(CVA + CMA)}$$

Dónde: MI= Índice de mortalidad coralina, CMA = % de cobertura de corales muertos, CVA= % de cobertura de corales vivos

El rango del índice de mortalidad coralina oscila desde valores cercanos a 0 (el sustrato coralino está dominado por corales vivos) a 1 (el sustrato coralino está dominado por corales muertos).

7.5 Registro de la diversidad y abundancia de las esponjas por tipo de hábitat (expuesto y protegido) en la estructura arrecifal

Mediante buceo autónomo se cuantifico la diversidad y abundancia (individuos/m²) por tipo de hábitat: hábitat expuesto cuando se encontraban sobre el coral y hábitat protegido cuando estas se encontraban entre las ramas del coral. Empleando 5 transectos de 21 m paralelos a la línea de costa en cada comunidad coralina, se colocó alternadamente en cada transecto un cuadrante de 1 m² cada 3 m, siendo 6 cuadrantes por transecto. Se registró el tipo hábitat (expuesto y protegido) y se identificó la especie de coral y esponja. Posterior, se elaboró una base de datos donde se registró la diversidad y abundancia (individuos/m²). Finalmente fue promediado el total de cuadrantes por transecto y a su vez se promediaron los transectos por temporada en cada comunidad coralina.

Para la identificación de las esponjas, se colectaron muestras de cada organismo, de las cuales fueron fijadas en formol al 4 % y se guardaron en frascos para su análisis en laboratorio. Una vez en el laboratorio se analizaron sus estructuras y tejido de material espicular, para su identificación se contó con ayuda de un

microscopio y literatura disponible. Las fotografías tomadas en los cuadrantes también ayudaron a identificar aquellas características de la esponja que se perdieron al ser fijadas, como el color y su forma.

7.6 Análisis de datos

Los datos tanto de variables ambientales como de cobertura de sustrato y la abundancia (individuos/m²) de esponjas por el tipo de hábitat a lo largo del estudio fueron analizados para comprobar los supuestos de normalidad y homocedasticidad (prueba de Shapiro y Wilks). Los datos tanto de variables ambientales, de cobertura del sustrato y la abundancia de las esponjas no presentaron normalidad por lo que se transformaron a logaritmo natural. Las variables ambientales y de cobertura del sustrato transformadas no se normalizaron, solo los datos de abundancia (individuos/m²) sí alcanzaron la normalidad.

Para las variables ambientales, dado que el valor de probabilidad fue muy bajo ($P \leq 0.001$) se eligió aplicar pruebas paramétricas (ANOVA). Para la cobertura del sustrato se aplicaron pruebas no paramétricas (Kruskal-Wallis) y para la abundancia pruebas paramétricas (ANOVA), ya que alcanzó normalidad. Para los análisis de varianza (ANOVA) se utilizó el programa R versión 3.0.3. Los análisis de componentes principales (PCA), análisis Clúster y de Ordenación (NMDS) se elaboraron mediante el programa Primer 5 versión 5.2.2.

Para observar si existían diferencias significativas para cada parámetro ambiental, se realizaron análisis ANOVA (factorial), con los factores comunidad coralina (2 niveles) y muestreo (4 niveles).

Para la cobertura del sustrato se realizaron una serie de análisis de varianza Kruskal-Wallis (coral vivo, coral muerto, escombros coralinos, roca, arena, cobertura de algas filamentosas y calcáreas) para el factor comunidad coralina y factor muestreo. El estado de conservación se obtuvo mediante el índice de mortalidad coralina (MI). Para realizar la caracterización del sustrato a lo largo del estudio, se utilizó el Análisis de Componentes Principales (PCA) usando una matriz multidimensional obtenida

con los datos de porcentaje del sustrato (coral vivo, coral muerto, escombros coralinos, roca, arena, algas filamentosas y calcáreas).

Para determinar si existían diferencias significativas en la abundancia (individuos/m²) de las esponjas por tipo de hábitat (expuesto y protegido) se aplicaron análisis ANOVA (factorial) de tres vías, con los factores comunidad coralina (dos niveles), muestreo (cuatro niveles) y tipo de hábitat (dos niveles). Y finalmente para la estructura del ensamble de especies de esponjas en cada comunidad coralina se realizó un análisis Cluster y de Ordenación (NMDS) para observar si la estructura era similar o diferente.

8. RESULTADOS

8.1 Parámetros ambientales

Playa Las Gatas

Tanto la tasa de sedimentación, como la transparencia vertical, la temperatura y la disponibilidad de la luz a nivel de fondo variaron significativamente durante el estudio. La tasa de sedimentación ($H= 11.1718$, $p < 0.05$) fue más baja durante el muestreo de julio de 2014 y la más alta en el muestreo de febrero de 2015 ($0.117 \pm 0.018 \text{ kg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ y $0.865 \pm 0.078 \text{ kg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$, respectivamente). La transparencia vertical ($H= 18.853$, $p < 0.05$) fue más baja en mayo de 2015 y más alta en febrero de 2015 ($5.38 \pm 1.19 \text{ m.}$ y $7.96 \pm 0.87 \text{ m.}$, respectivamente). La temperatura ($H= 663.4254$, $p < 0.05$) más baja se registró en el muestreo de febrero 2015 y la más cálida durante julio de 2014 ($27.8 \pm 0.22^{\circ}\text{C}$ y $31.28 \pm 0.17^{\circ}\text{C}$, respectivamente). La disponibilidad de la luz a nivel de fondo ($H= 229.4932$, $p < 0.05$) mostró la menor intensidad en el muestreo de febrero de 2015 y la más alta intensidad en el muestreo de mayo de 2015 ($5\ 776.45 \pm 1\ 549.25 \text{ lux}$ y $19\ 704.82 \pm 2\ 974.35 \text{ lux}$, respectivamente) (Tabla 1).

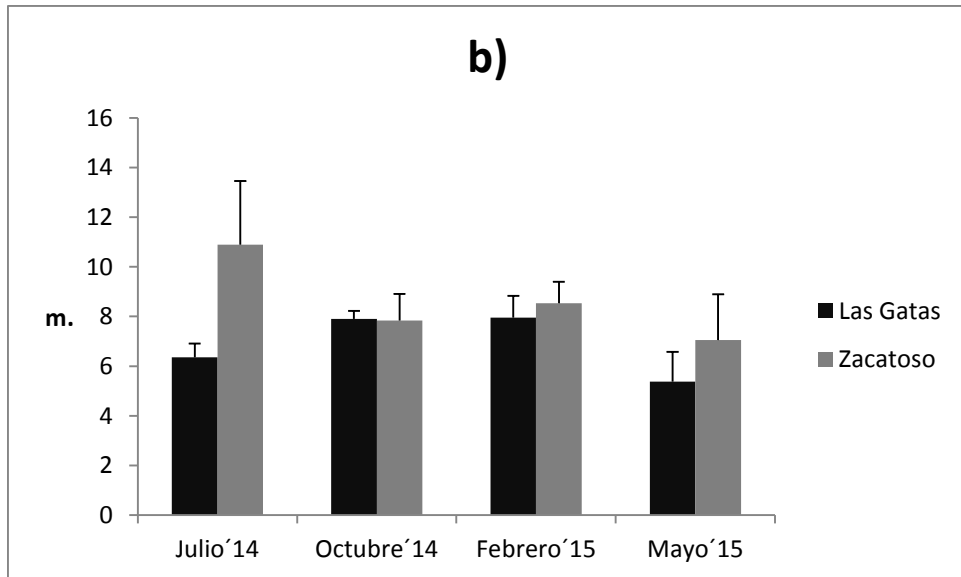
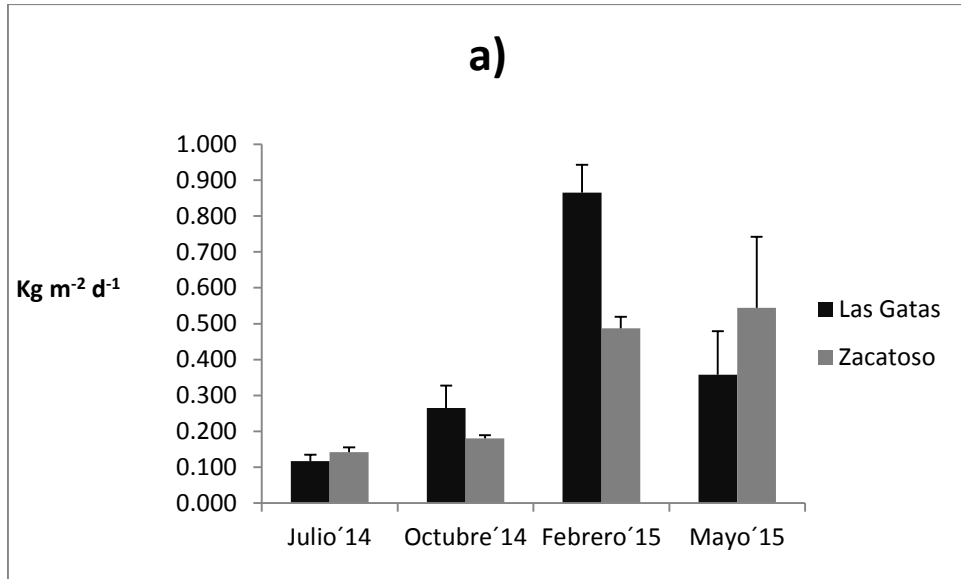
Islote Zacatoso

De igual manera, tanto la tasa de sedimentación, como la transparencia vertical, la temperatura y la disponibilidad de la luz a nivel de fondo variaron significativamente durante el estudio. La tasa de sedimentación ($H= 13.2021$, $p < 0.05$) más baja se registró en el muestreo de julio de 2014 y la más alta en mayo de 2015 ($0.142 \pm 0.013 \text{ kg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ y $0.544 \pm 0.198 \text{ kg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$, respectivamente). La transparencia vertical ($H= 11.0976$, $p < 0.05$) más baja se registró en mayo de 2015 y la más alta en julio de 2014 ($7.05 \pm 1.85 \text{ m.}$ y $10.89 \pm 2.57 \text{ m.}$, respectivamente). La temperatura ($H= 624.7641$, $p < 0.05$) más baja fue registrada durante febrero de 2015 y la más cálida durante julio de 2014 ($27.76 \pm 0.16^{\circ}\text{C}$ y $31.27 \pm 0.19^{\circ}\text{C}$, respectivamente). La disponibilidad de la luz a nivel de fondo ($H= 223.9024$, $p < 0.05$) registró la mayor intensidad durante el muestreo de julio de 2014 ($18\ 514.01 \pm 6\ 014.47 \text{ lux}$) respecto a

los registros realizados durante el resto del estudio (variando entre 7688.36 y 9328.0 lux) (Tabla 1)

Entre comunidades coralinas

Comparando entre localidades, el ANOVA mostró diferencias significativas para la tasa de sedimentación ($F= 9.2873$, $p<0.05$). Durante el muestreo de febrero de 2015 la tasa de sedimentación fue más alta en Playa Las Gatas que en Islote Zacatoso ($0.87 \pm 0.08 \text{ kg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ vs. $0.49 \pm 0.03 \text{ kg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$), mientras que en el muestreo de mayo de 2015 se registró lo contrario ($0.55 \pm 0.2 \text{ kg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ vs. $0.36 \pm 0.12 \text{ kg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$, respectivamente) (Figura 2a). La transparencia vertical del agua también mostró diferencias significativas ($F=6.24$, $p<0.05$) que solo fueron detectadas durante el mes de julio de 2014, cuando la transparencia en Playa Las Gatas fue menor a la de Islote Zacatoso ($10.9 \pm 2.57 \text{ m.}$ vs. $6.3 \pm 0.55 \text{ m.}$, respectivamente) (Figura 2b). La temperatura del agua ($F= 227.0$, <0.05) fue mayor en Playa Las Gatas respecto a Islote Zacatoso únicamente durante el muestreo de mayo de 2015 ($29.95 \pm 0.26 \text{ °C}$ vs. $29.1 \pm 0.3 \text{ °C}$, respectivamente) (Figura 2c). En cuanto a la disponibilidad de luz a nivel de fondo ($F=207.1$, $p<0.05$) fue más alta en Islote Zacatoso que en Playa Las Gatas durante julio de 2014 y febrero de 2015 ($18\ 514.01 \pm 6\ 014.47 \text{ lux}$ vs. $9\ 926.1 \pm 4433.76 \text{ lux}$ y $8\ 789.2 \pm 4170.61 \text{ lux}$ vs. $5\ 776.5 \pm 1549.25 \text{ lux}$, respectivamente), mientras que en Playa Las Gatas se registraron los valores más altos durante octubre de 2014 y mayo de 2015 ($10\ 226.34 \pm 3916.28 \text{ lux}$ vs. $7\ 668.36 \pm 2676.8 \text{ lux}$ y $19\ 704.82 \pm 2974.35 \text{ lux}$ vs. $9\ 328 \pm 1924.78 \text{ lux}$, respectivamente) (Figura 2d).



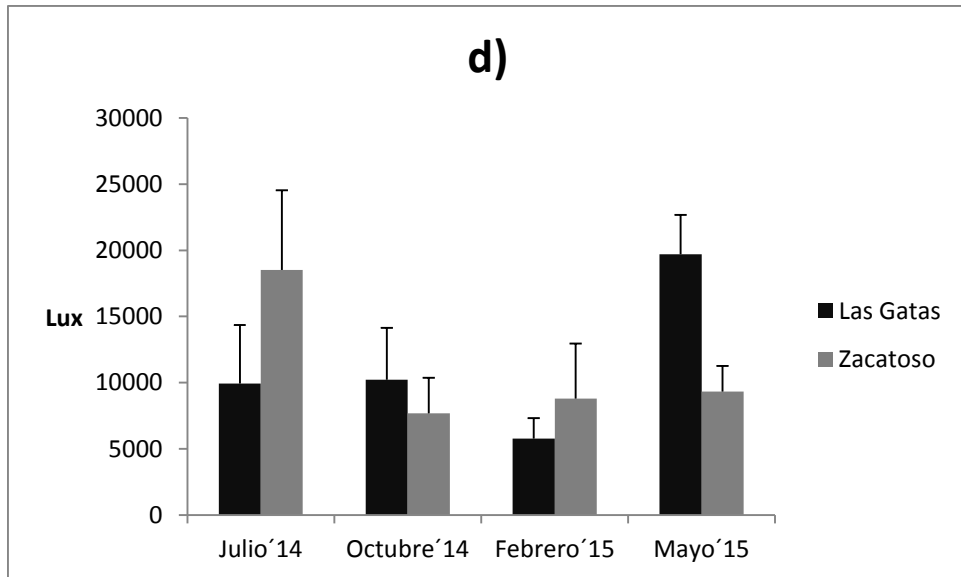
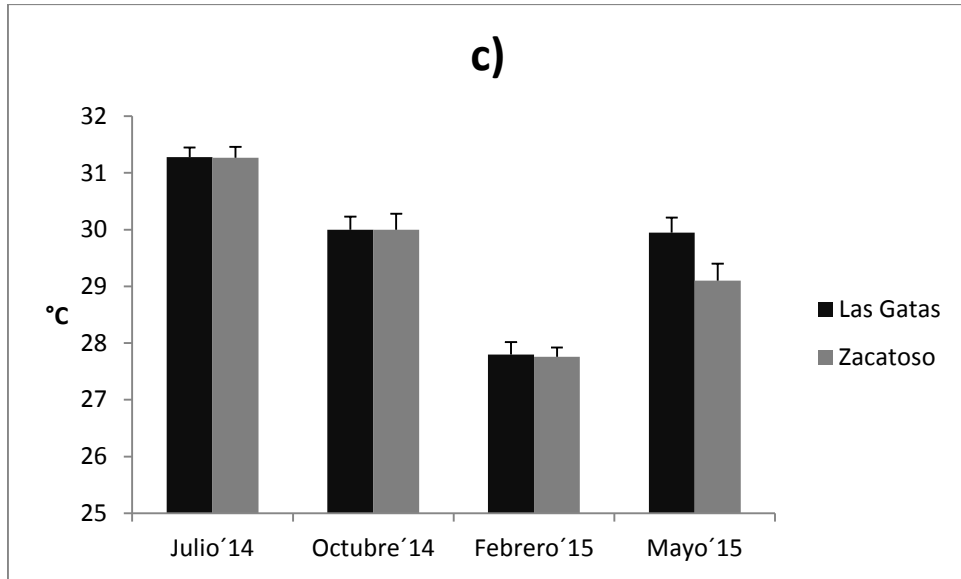


Figura 2. Parámetros ambientales en Playa Las Gatas e Islote Zacatoso, a) Tasa de sedimentación, b) Transparencia vertical de la columna de agua, c) Temperatura y d) Incidencia de luz a nivel de fondo.

Tabla 1. Parámetros ambientales de Playa Las Gatas e Islote Zacatoso. SED (tasa de sedimentación), T.V (transparencia vertical de la columna de agua), Temperatura (Temperatura del agua) e Incidencia luz (incidencia de la luz a nivel de fondo).

Parámetros	Julio-2014	Octubre-2014	Febrero-2015	Mayo-2015
<u>Playa Las Gatas</u>				
SED ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)	0.117 ± 0.018	0.265 ± 0.062	0.865 ± 0.078	0.358 ± 0.121
T.V (m)	6.36 ± 0.55*	7.9 ± 0.32	7.96 ± 0.87	5.38 ± 1.19
Temperatura (°C)	31.28 ± 0.17	30 ± 0.23	27.8 ± 0.22	29.95 ± 0.26
Incidencia luz (lux)	9926.11 ± 4433.76	10226.34 ± 3916.28	5776.45 ± 1549.25	19704.82 ± 2974.35
<u>Islote Zacatoso</u>				
SED ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$)	0.142 ± 0.013	0.18 ± 0.009	0.487 ± 0.032	0.544 ± 0.198
T.V (m)	10.89 ± 2.57*	7.84 ± 1.07	8.53 ± 0.87	7.05 ± 1.85
Temperatura (°C)	31.27 ± 0.19	30 ± 0.28	27.76 ± 0.16	29.1 ± 0.3
Incidencia luz (lux)	18514.01± 6014.47	7688.36± 2676.80	8789.20± 4170.61	9328± 1924.78

- Valor promediado del mes de junio de 2013 y junio de 2015.

8.2 Cobertura de los componentes del sustrato

Playa Las Gatas

El sustrato predominante en Playa Las Gatas fue la roca ($H=111.5444$, $p<0.01$). Temporalmente no hubo diferencias significativas para la cobertura de coral vivo (variando de $12.6 \pm 10.88\%$ en julio de 2014 a $17.13 \pm 12.87\%$ en febrero de 2015), coral muerto (de $0.31 \pm 1.21\%$ en julio de 2014 a $3.16 \pm 4.61\%$ en octubre de 2014), roca (de $64.81\% \pm 7.59\%$ en julio de 2014 a $69.3 \pm 10.5\%$ en febrero de 2015), arena (de $4.83 \pm 1.12\%$ en octubre de 2014 a $8.23 \pm 3.21\%$ en mayo de 2015) y algas calcáreas (de $49 \pm 8.58\%$ en mayo de 2015 a $70.96 \pm 9.64\%$ en febrero de 2015), sin embargo el escombros coralino ($H=12.4366$, $p<0.01$) vario desde $2.06 \pm 1.97\%$ en febrero de 2015 hasta $11.86 \pm 1.40\%$ en julio de 2014 y las algas filamentosas ($H=10.5886$, $p<0.01$) que variaron desde $5.86 \pm 1.99\%$ en julio de 2014 a $26.4 \pm 6.49\%$ en mayo de 2015 (Tabla 3).

El índice de mortalidad coralina (MI) varió desde 0.48 registrado en julio de 2014 hasta 0.17 registrado en febrero de 2015 (Tabla 2).

Islote Zacatoso

El coral vivo fue el sustrato predominante ($H= 83.8104$, $p < 0.01$). A lo largo del estudio no hubo diferencias significativas entre muestreos para la cobertura de coral vivo (desde el $67.3 \pm 11.09\%$ en julio de 2014 hasta el $80.62 \pm 9.75\%$ en febrero de 2015), coral muerto (de $1.1 \pm 1.86\%$ en febrero de 2015 a $4.96 \pm 7.26\%$ mayo de 2015), roca (de $10.9 \pm 6.96\%$ en julio de 2014 a $15.23 \pm 10.33\%$ en mayo de 2015), arena (de $1.63 \pm 3.7\%$ en julio de 2014 a $2.36 \pm 6.12\%$ a octubre de 2014), alga filamentosa (de $10.29 \pm 5.8\%$ en febrero de 2015 a $20.16 \pm 10.51\%$ mayo de 2015) y alga calcárea (de $3.55 \pm 6.69\%$ en julio de 2014 a $16.73 \pm 7.07\%$ mayo de 2015). El único sustrato que varió significativamente fue escombros coralinos ($H=15.1941$, $p < 0.01$) oscilando desde $0.03 \pm 0.18\%$ registrado en el mes de mayo de 2015 a $19.62 \pm 10.25\%$ registrado en el mes de julio de 2014 (Tabla 3).

El índice de mortalidad coralina (MI) varió desde 0.06 en mayo de 2015 hasta 0.23 en julio de 2014 (tabla 2).

Tabla 2. Estado de conservación por comunidad coralina (MI).

	Playa Las Gatas	Islote Zacatoso
Julio-2014	0.48	0.23
Octubre-2014	0.43	0.17
Febrero-2015	0.17	0.019
Mayo-2015	0.31	0.06

Entre comunidades coralinas

El análisis de componentes principales permitió diferenciar las características del sustrato entre ambas localidades, indicando una representación significativa que alcanzó a absorber el 70.2% de la varianza total de los datos en los dos primeros componentes.

El primer componente (PC1) absorbió el 51.9% de la varianza, mostrando un patrón espacial en el que las características del sustrato difirieron entre ambos arrecifes en función de la cobertura del coral vivo ($r=0.506$), de la roca ($r=-0.496$), de la arena ($r= -0.425$) y de las algas calcáreas ($r= -0.471$). El segundo componente (PC2) absorbió el 18.3% de la varianza, y mostró los cambios temporales en el sustrato, en función de la cobertura del coral muerto ($r= -0.508$), del escombros ($r= -0.643$) y de las algas filamentosas ($r= -0.438$).

En general, el PCA mostró que el arrecife de Zacatoso se caracterizó por una mayor cobertura de coral vivo ($72.19 \pm 15.89\%$), mientras el arrecife de Playa las Gatas se caracterizó por una mayor cobertura de roca ($67.40 \pm 11.26\%$), arena ($6.41 \pm 4.37\%$) y algas calcáreas ($53.61 \pm 21.23\%$). En cuanto a la variación temporal de los componentes del sustrato, esta fue más pronunciada en el arrecife de Zacatoso, debido a cambios en la cobertura del coral muerto, del escombros y de las algas filamentosas, que tendieron a ser más bajas durante febrero ($1.1 \pm 1.86\%$, $0.5 \pm 0.88\%$ y $10.29 \pm 5.8\%$ respectivamente) y mayo de 2015 ($4.96 \pm 7.27\%$, $0.03 \pm 0.18\%$ y $20.16 \pm 10.51\%$ respectivamente). En Playa las Gatas, en cambio, la variación temporal del sustrato se debió principalmente a que en el muestreo de octubre de 2014 se registró la cobertura más alta de coral muerto, escombros y algas filamentosas ($3.16 \pm 4.61\%$, $7.23 \pm 2.18\%$ y $21.93 \pm 7.59\%$ respectivamente) (Figura 3).

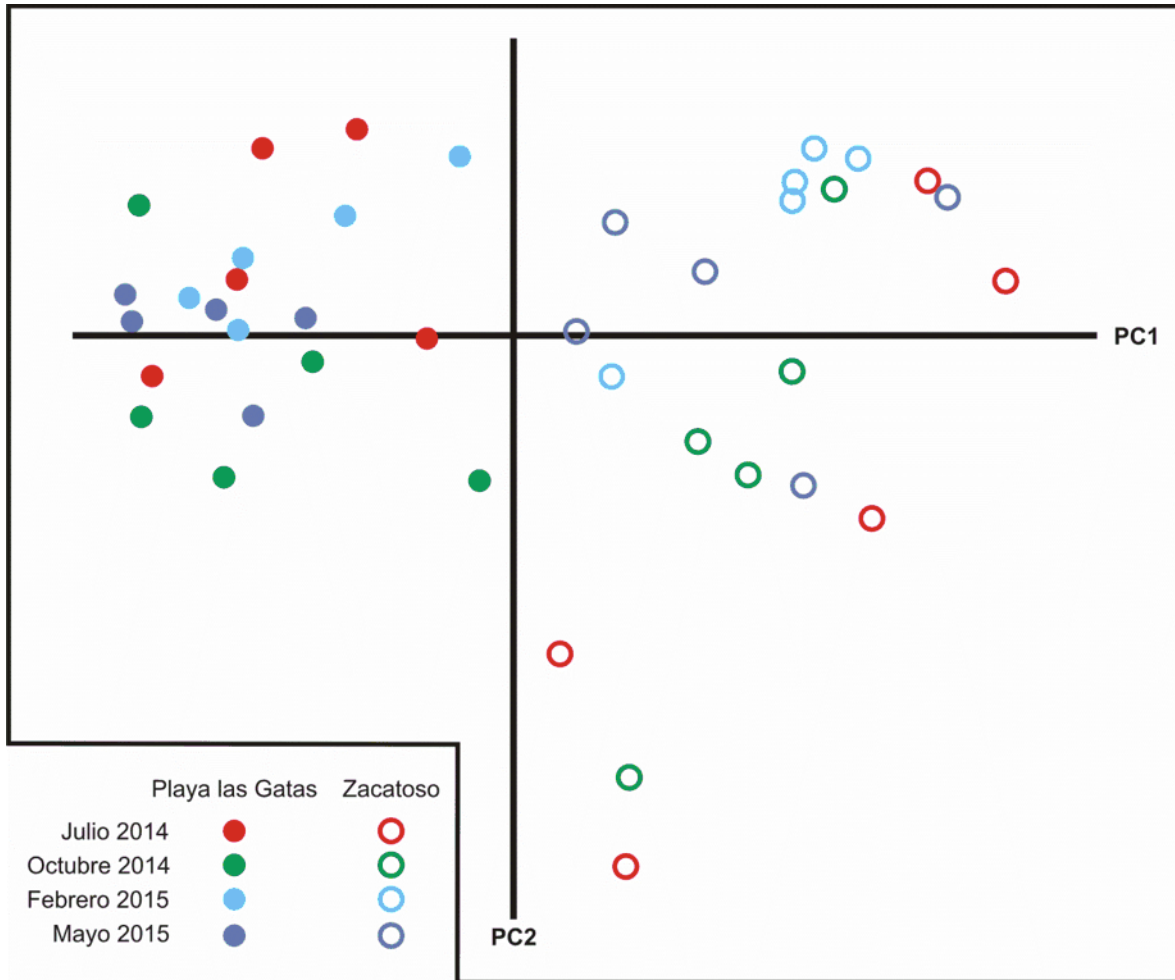


Figura 3. Análisis de componentes principales (PCA) donde círculos rellenos es Playa Las Gatas y circunferencias es Islote Zacatoso , en color rojo es julio de 2014, verde es octubre de 2014, azul es febrero de 2015 y morado es mayo de 2015.

Tabla 3. Promedio y desviación estándar de cada categoría de sustrato por cada muestreo en playa Las Gatas e islote Zacatoso.

Categoría	Julio-2014	Octubre-2014	Febrero-2015	Mayo-2015
<u>Playa Las Gatas</u>				
Coral vivo %	12.6±10.88	13.33±12.59	17.13±12.87	15.46±4.32
Coral muerto %	0.31±1.21	3.16±4.61	1.66±1.54	0.73±1.84
Escombros %	11.86±1.40	7.23±2.18	2.0 ±1.97	6.3±1.82
Roca %	64.81±7.59	69.3±10.5	68.63±11.57	66.86±4.70
Arena %	7.75±4.40	4.83±1.12	4.83±1.15	8.23±3.21
A. filamentosa %	5.86±1.99	21.93±7.59	16.13±4.37	26.4±6.49
A. calcárea %	49±8.58	67.66±10.55	70.96±9.64	68±5.71
<u>Islote Zacatoso</u>				
Categoría	Julio-2014	Octubre-2014	Febrero-2015	Mayo-2015
Coral vivo %	67.3±11	69.16±10.33	80.62±9.75	71.66±11.08
Coral muerto %	2.25±2.46	3.26±2.91	1.1±1.86	4.96±7.26
Escombros %	19.62±10.25	11.8±9.98	0.5±0.88	0.03±0.18
Roca %	6.37±8.37	10.9±6.96	11.33±9.76	15.23±10.33
Arena %	1.63±3.70	2.36±6.12	1.93±8.86	1.73±3.88
A. filamentosa %	14±14.83	11.76±11.53	10.29±5.8	20.16±10.51
A. calcárea %	3.55±6.69	13.6±16	12.73±6.44	16.73±7.07

8.3 Contribución de las especies de coral al hábitat ocupado por esponjas

En general, el hábitat expuesto donde se encontraron esponjas estuvo conformado por las especies de coral *P. verrucosa*, seguida de *P. damicornis* y finalmente *P. capitata* (58.88%, 34.24% y 6.88% respectivamente). En Playa Las Gatas, *P. verrucosa* se mantuvo como la especie de coral con mayor contribución a este tipo de hábitat a lo largo de todo el estudio (desde 57.14% hasta 80.0%). En Islote Zacatoso *P. damicornis* fue la especie con más porcentaje durante los muestreos de julio de 2014, octubre de 2014 y febrero de 2015 (desde 54.17% hasta 63.33%), aunque en mayo de 2015 *P. verrucosa* fue mayor (87.10%). Comparando los registros de hábitat expuesto entre localidades se observó que *P. verrucosa* y *P. capitata* tuvieron una mayor contribución en Playa Las Gatas que en Islote Zacatoso (34.19% vs. 24.69% y 4.49% vs. 2.38%, respectivamente), mientras que *P. damicornis* fue más importante en Islote Zacatoso que Playa Las Gatas (11.31% vs. 22.93%, respectivamente) (Figura 4a).

En el hábitat protegido, las especies de coral que albergaron esponjas fueron: *P. verrucosa* (66.77%), seguida de *P. damicornis* (26.86%) y *P. capitata* (6.37%). En Playa Las Gatas, *P. verrucosa* se mantuvo como la especie de coral con mayor contribución a este tipo de hábitat a lo largo de todo el estudio (desde 50% hasta 83.33%). En Islote Zacatoso tanto *P. damicornis* como *P. verrucosa* mostraron la mayor contribución a este tipo de hábitat durante julio de 2014 (48%). Para el resto de los muestreos *P. verrucosa* mostró la mayor contribución a este tipo de hábitat (desde 52.94% hasta 94.7%) (Figura 4b). Comparando los registros entre localidades, la contribución de *P. verrucosa* fue parecida tanto en Playa Las Gatas como en Islote Zacatoso (34.35% y 32.41%, respectivamente). La contribución de *P. damicornis* fue menor en Playa Las Gatas que en Islote Zacatoso (10.91% vs. 15.95%, respectivamente), registrándose lo contrario en *P. capitata* (4.74% vs. 1.64%, respectivamente) (Figura 4b).

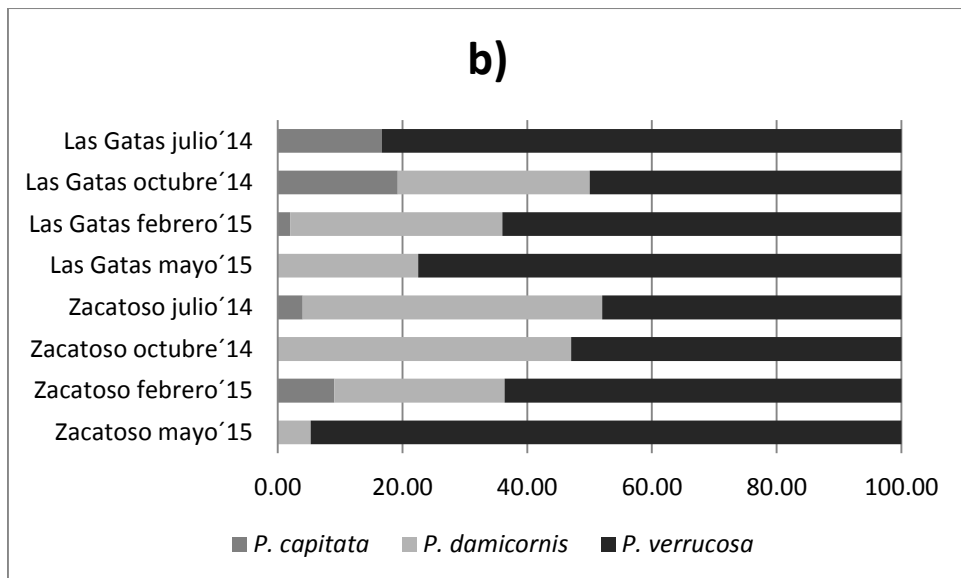
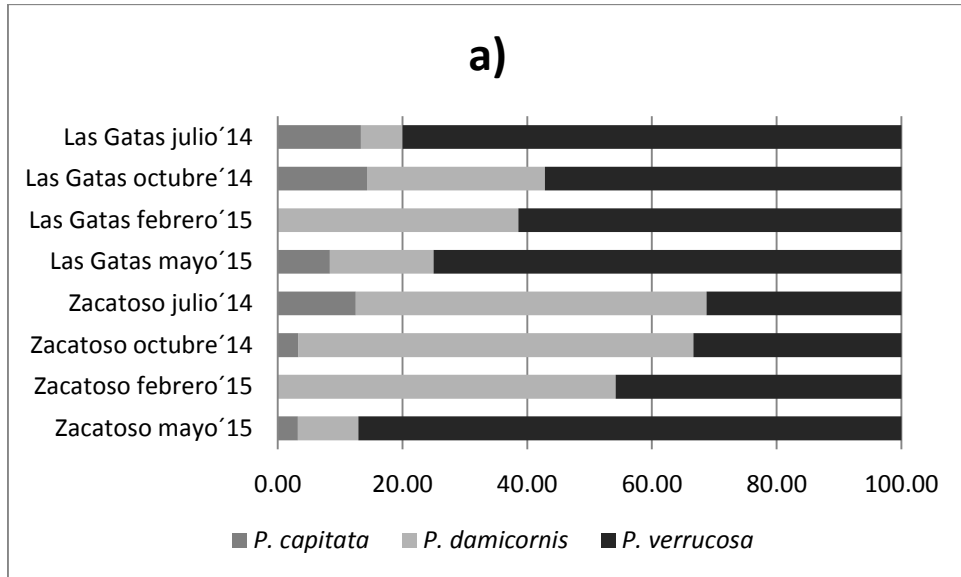


Figura 4. Porcentaje acumulado de la contribución de las especies de coral a la conformación de: a) el hábitat expuesto y b) el hábitat protegido.

8.4 Estructura del ensamble de especies de esponjas en Playa Las Gatas e Islote Zacatoso

Durante el presente estudio se registró un total de once especies de esponjas de los géneros *Haliclona*, *Mycale*, *Callyspongia*, *Amphimedon*, *Cladocroce*, *Lissodendoryx* y una especie de ascidia no identificada (Anexo 2) habitando la estructura arrecifal en los hábitats expuesto y protegido.

El ensamble de especies de esponjas de Playa Las Gatas mostró una mayor variación temporal que el de Islote Zacatoso a lo largo del estudio (Figura 5). La riqueza de esponjas habitando a los corales fue más alta en Playa Las Gatas que en Islote Zacatoso (12 vs. 10, respectivamente). La estructura de Playa Las Gatas registró una similitud del 59.02% entre los muestreos y las especies que contribuyeron principalmente fueron *M. (Carmia) cecilia*, *L. (Waldoschmittia) schmidti* y *A. texotli* en un 54.74%. En Islote Zacatoso la similitud entre los muestreos fue de 71.60% y la estructura estuvo conformada principalmente por *Haliclona* sp., *M. (Carmia) cecilia*, *A. texotli* y la ascidia con una contribución del 73.99%. Playa Las Gatas e Islote Zacatoso se diferenciaron en un 40.65%, y las especies que contribuyeron principalmente fueron la ascidia, *L. (Waldoschmittia) schmidti* y *H. (Soestella) caerulea* en un 36.45%.

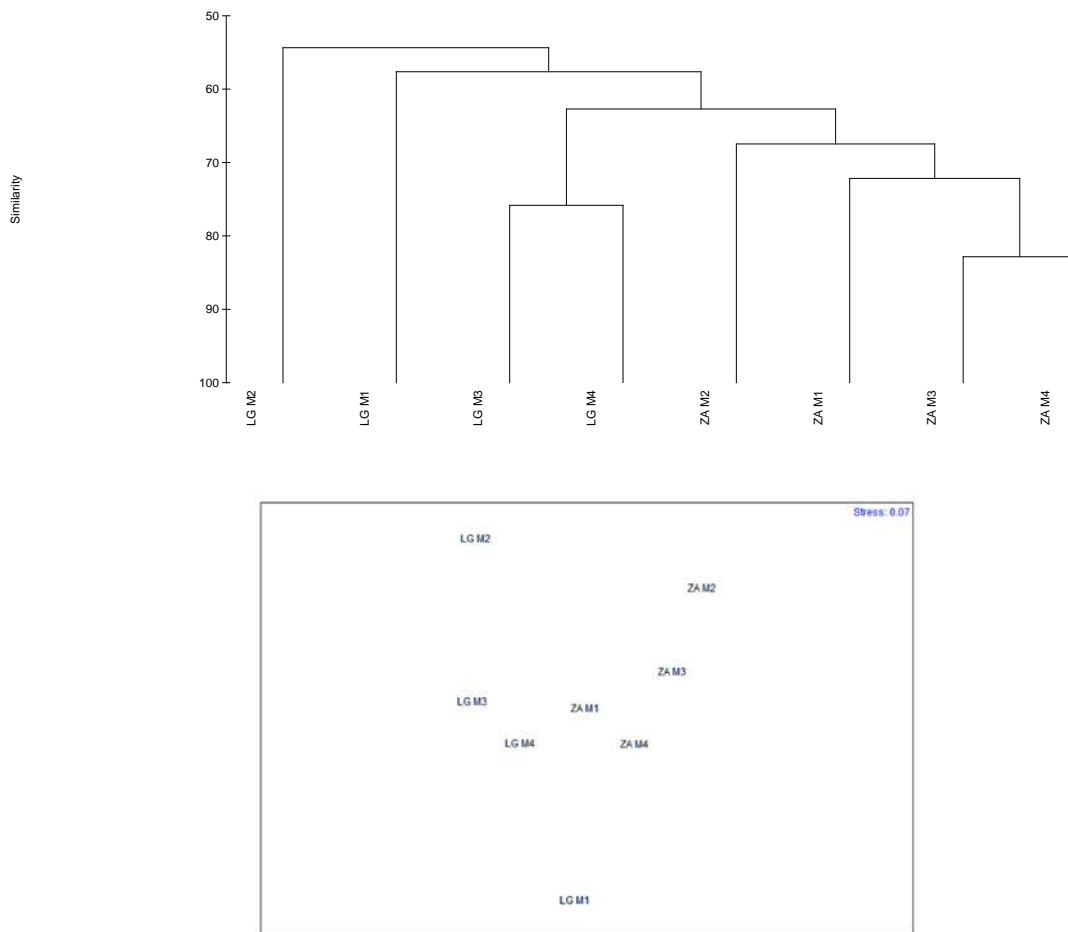


Figura 5. Análisis Clúster y NMDS de la estructura del ensamble de esponjas promediada por temporada de muestreo en Playa Las Gatas (LG) e Islote Zacatoso (ZA) durante los julio 2014, octubre de 2014, febrero de 2015 y mayo de 2015 (M1, M2, M3 y M4, respectivamente).

8.5 Estructura del ensamble de esponjas en los hábitats expuesto y protegido.

En el hábitat expuesto, la abundancia relativa estuvo representada por cuatro especies de esponjas y una ascidia: *A. texotli*, *M. (Carmia) cecilia*, *Ascidia* spp., *Haliclona* sp. y *H. (Soestella) caerulea* (21.59%, 19.10%, 18.99%, 13% y 10.28%, respectivamente). En el hábitat expuesto de Playa Las Gatas la identidad de las especies más importantes varió a lo largo del estudio. *Ascidia* spp. fue la más importante durante julio de 2014 y mayo de 2015 (33.33% y 47.22%, respectivamente). *A. texotli* y *M. (Carmia) cecilia* lo fueron durante octubre de 2014

(ambas especies con 28.57%), mientras que *Haliclona* sp. fue la más abundante durante febrero de 2015 (28.81%) (Figura 6a). En Islote Zacatoso las especies que tuvieron la abundancia relativa más alta en hábitat expuesto fueron *A. texotli* durante julio de 2014, octubre de 2014 y febrero de 2015 (25.0%, 43.3% y 30.4%, respectivamente) y *M. (Carmia) cecilia* durante febrero de 2015 y mayo de 2015 (30.4% y 32.2%) (Figura 6a). Comparando entre localidades, la abundancia relativa de las especies más representativas fue menor en Playa Las Gatas que en Islote Zacatoso. Estas fueron *Ascidia* spp., *A. texotli*, *M. (Carmia) cecilia* y *H. (Soestella) caerulea* (5.9% vs. 13.1%, 8.03% vs. 13.56%, 8.87% vs. 10.23% y 4.36% vs. 5.92%, respectivamente) (Figura 6a).

En el hábitat protegido, la abundancia relativa estuvo representada principalmente por las especies *M. (Carmia) cecilia*, *Ascidia* spp., *Haliclona* sp. *A. texotli* y *L. (Waldoschmittia) schmidtii* (26.03%, 19.35%, 11.77%, 10.24% y 9.44%, respectivamente) (Figura 6b). En Playa Las Gatas las especies más importantes en este hábitat también variaron a lo largo del estudio. *Ascidia* spp. y *L. (Waldoschmittia) schmidtii* fueron las especies más importantes en julio de 2014 (ambas 33.3%). La abundancia relativa de *M. (Carmia) cecilia* fue la mayor durante octubre de 2014 (34.6%), mientras que la de *Ascidia* spp. lo fue en febrero de 2015 y mayo de 2015 (28.0% y 28.2%, respectivamente). En Islote Zacatoso las más representativas fueron *Haliclona* sp. durante julio de 2014 (40%), *A. texotli* y *M. (Carmia) cecilia* en octubre de 2014 (ambas con 23.5%) y *M. (Carmia) cecilia* durante febrero y mayo de 2015 (39.1% y 52.6%, respectivamente) (Figura 6b). Comparando entre localidades, la abundancia relativa de *M. (Carmia) cecilia*, *Haliclona* sp. *A. texotli* (11.1% vs. 14.9%, 3.3 vs. 8.5% y 2.9% vs. 7.32%, respectivamente) fue menor en Playa Las Gatas que en Islote Zacatoso, registrándose lo contrario para *Ascidia* spp. y *L. (Waldoschmittia) schmidtii* (11.2% vs. 8.2% y 8.4% vs. 1.0%, respectivamente) (Figura 6b).

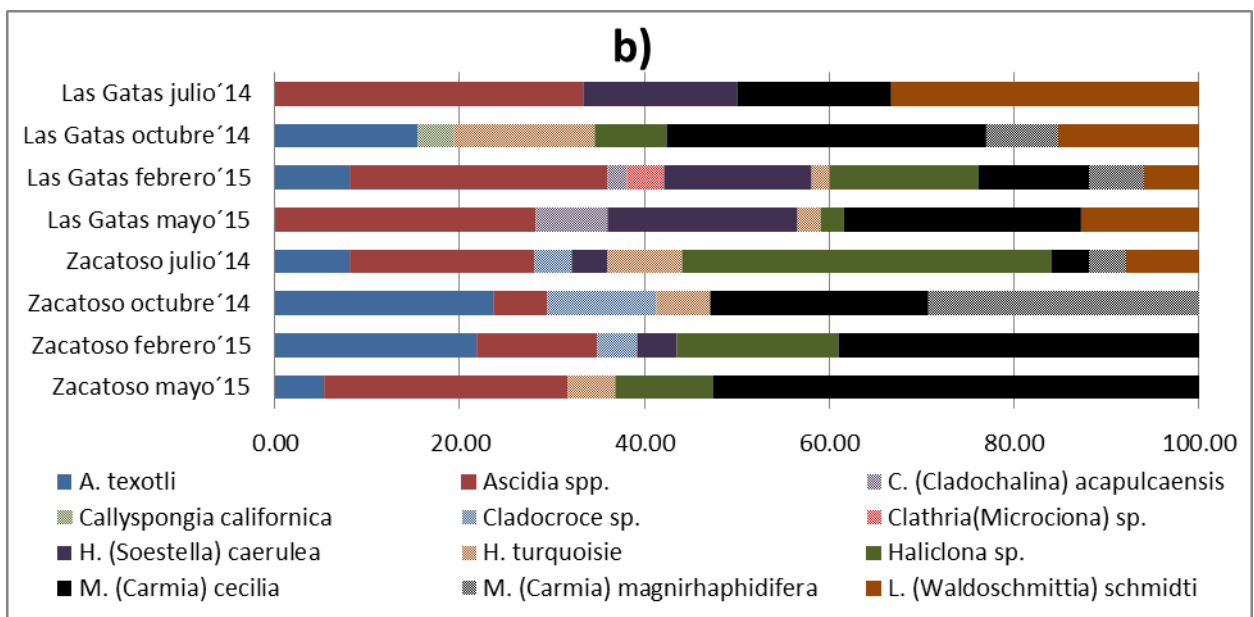
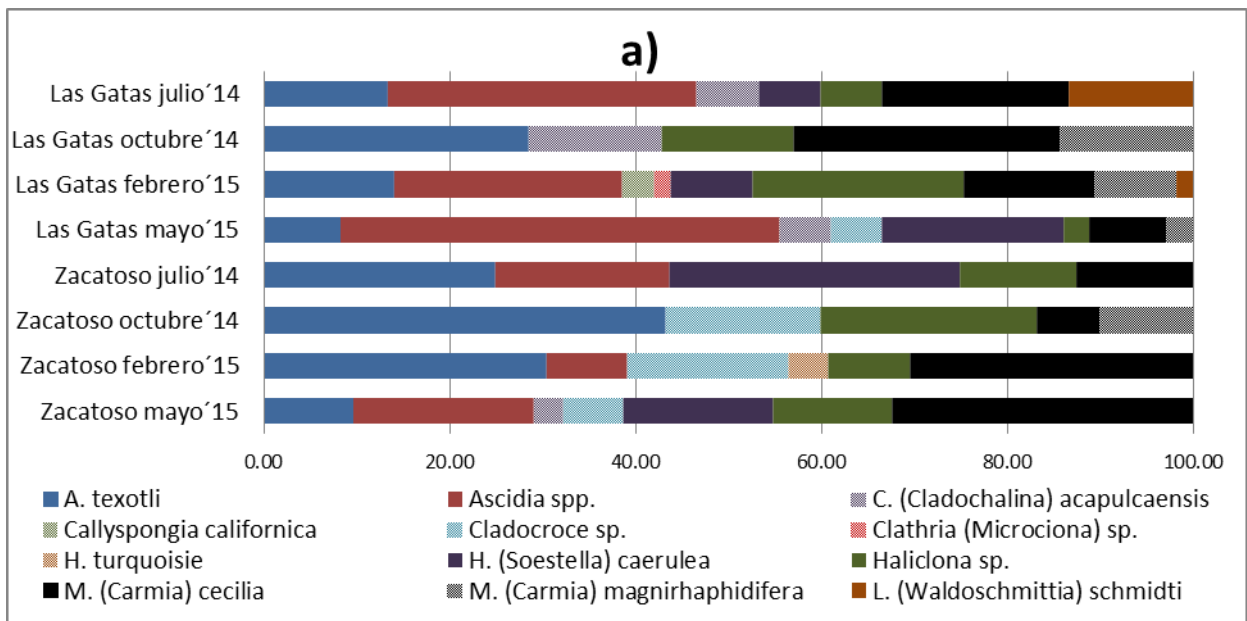


Figura 6. Porcentaje acumulado por especie de esponja en: a) el hábitat expuesto y b) el hábitat protegido.

8.6 Variación de la abundancia de las esponjas por temporada y tipo de hábitat en Playa las Gatas e Islote Zacatoso.

El conteo de individuos de esponjas registradas en la estructura arrecifal de Playa Las Gatas presentó una mayor variación entre muestreos, pues se registraron desde 21 individuos en el muestreo de julio de 2014 hasta 107 individuos en el muestreo de febrero de 2015. En Islote Zacatoso el número de individuos registrados se mantuvo relativamente constante en el tiempo, pues sólo varió desde 41 individuos en el muestreo de julio de 2014 hasta 50 individuos en el muestreo de mayo de 2015.

Playa Las Gatas

En Playa Las Gatas, el resultado del análisis ANOVA mostró diferencias significativas entre muestreos ($F= 17.477$, $p<0.01$). En este caso, la abundancia registrada durante julio y octubre de 2014 (0.7 ± 0.38 individuos/m² y 1.1 ± 0.61 individuos/m² respectivamente) fue más baja que la registrada durante febrero y mayo de 2015 (3.57 ± 1.52 individuos/m² y 2.5 ± 0.75 individuos/m² respectivamente, Figura 7a). El análisis también mostró diferencias significativas entre muestreos para la abundancia registrada en el hábitat expuesto ($F= 9.008$, $p< 0.005$) y en el hábitat protegido ($F=12.4322$, $p<0.005$). La abundancia registrada en el hábitat expuesto durante julio y octubre de 2014 (0.5 ± 0.23 individuos/m² y 0.23 ± 0.27 individuos/m² respectivamente) fue significativamente más baja que la registrada durante febrero de 2015 (1.9 ± 1.09 individuos/m², Figura 7a). La abundancia registrada en el hábitat protegido fue más baja en julio de 2014 (0.20 ± 0.21 individuos/m²) y más alta en febrero de 2015 (1.66 ± 0.59 individuos/m²) (Figura. 7a).

Islote Zacatoso

En Islote Zacatoso, el resultado del análisis ANOVA no mostró diferencias significativas de la abundancia a lo largo del muestreo ni entre los dos tipos hábitat (expuesto y protegido). En general, la abundancia más baja se registró en julio de 2014 y la más alta en mayo de 2015 (desde 1.37 ± 1.03 individuos/m² hasta 1.67 ± 0.15 individuos/m², respectivamente, Figura 7b). En el hábitat expuesto, el registro más bajo de abundancia se hizo durante el muestreo julio de 2014 y el máximo

durante el muestreo mayo de 2015 y octubre de 2014 (0.53 ± 0.43 individuos/m² vs. 1.03 ± 0.22 individuos/m² y 1.00 ± 0.92 , respectivamente, Figura 7b). En el hábitat protegido la abundancia fue baja durante el muestreo de octubre de 2014 y alta durante el muestreo de julio de 2014 (0.57 ± 0.32 individuos/m² y 0.83 ± 0.61 individuos/m², respectivamente, Figura 7b).

Entre comunidades coralinas

Comparando la abundancia entre Playa Las Gatas e Islote Zacatoso, el resultado del análisis ANOVA permitió detectar diferencias significativas entre sitios a nivel muestreo ($F= 5.842$: $p<0.01$). En este caso, la abundancia de esponjas registrada en Playa Las Gatas fue mayor que en Islote Zacatoso durante los muestreos de febrero de 2015 (3.5 ± 1.5 individuos/m² vs. 1.5 ± 1.0 individuos/m²) y mayo de 2015 (2.5 ± 0.8 individuos/m² vs. 1.7 ± 0.2 individuos/m²) (Figura 8a).

En el hábitat expuesto no se detectaron diferencias significativas entre estas dos comunidades coralinas. No obstante, la abundancia mostró una tendencia a ser similar o mayor en Playa Las Gatas, a excepción de octubre de 2014 cuando la abundancia registrada en Islote Zacatoso fue mayor (1 ± 0.92 individuos/m² vs. 0.23 ± 0.27 individuos/m², respectivamente) (Figura 8b). En el hábitat protegido se encontraron diferencias significativas en los registros de abundancia ($F= 6.639$, $p<0.05$). Durante el muestreo de julio de 2014, la abundancia en Playa Las Gatas fue menor que en Islote Zacatoso (0.20 ± 0.22 individuos/m² vs. 0.83 ± 0.61 individuos/m²). Por otro lado, la abundancia fue mayor en Playa Las Gatas que en Islote Zacatoso durante febrero de 2015 (1.66 ± 0.59 individuos/m² vs. 0.73 ± 0.38 individuos/m² $F= 9.015$, $p<0.05$) y mayo de 2015 (1.30 ± 0.30 individuos/m² vs. 0.63 ± 0.14 individuos/m² $F=25.11$, $p<0.05$) (Figura 8c).

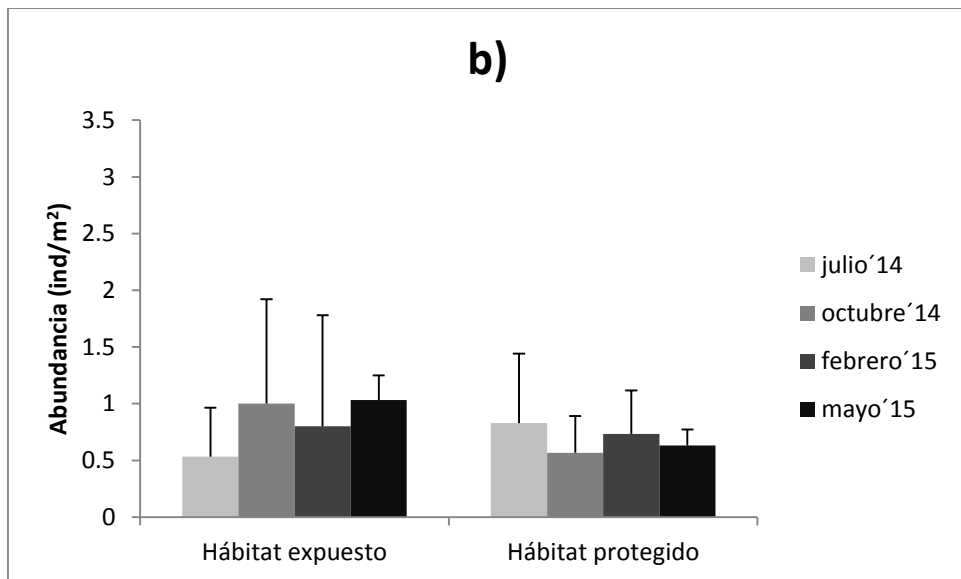
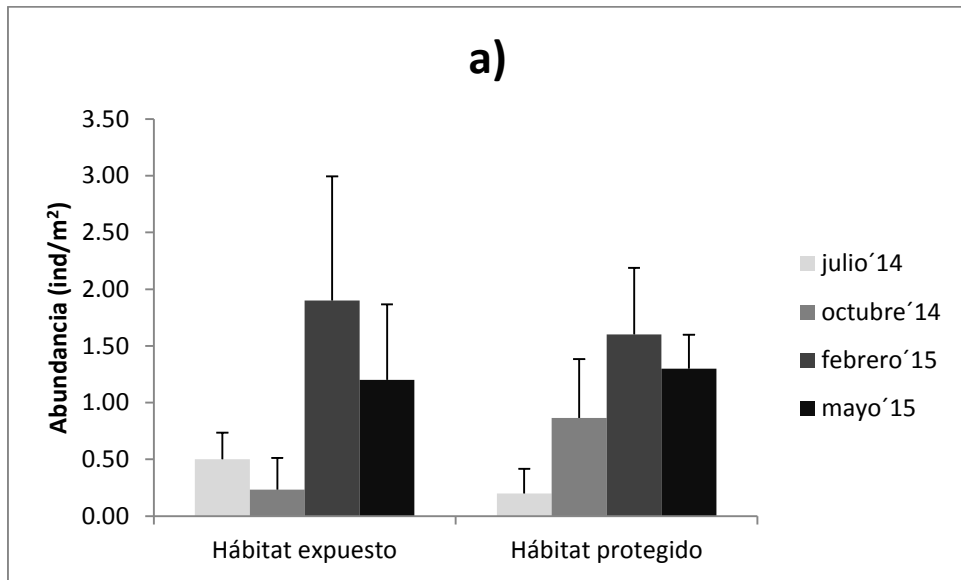


Figura 7. Promedio de la abundancia de las esponjas sobre la estructura arrecifal en hábitat expuesto y protegido durante los muestreos en: a) Playa Las Gatas y b) Islote Zacatoso. Las barras sobre las columnas muestran la desviación estándar.

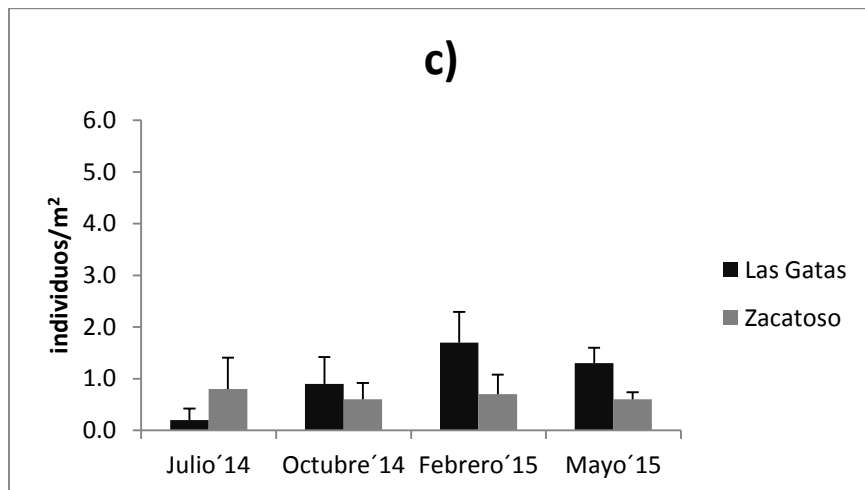
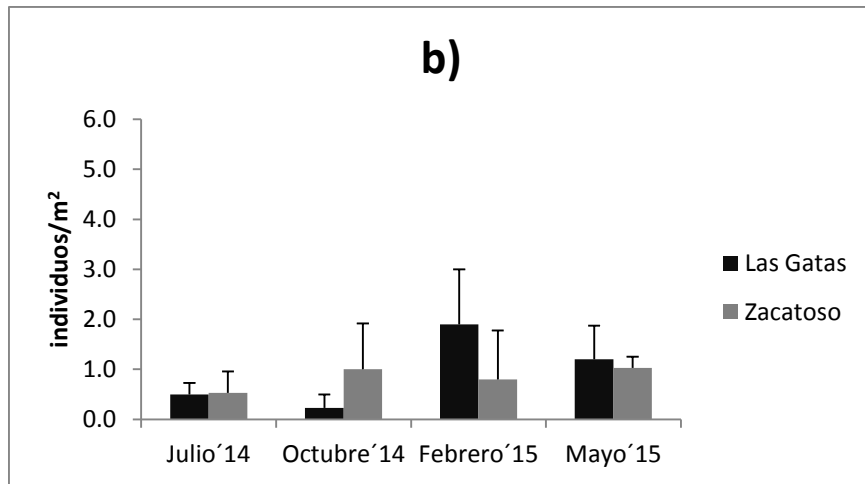
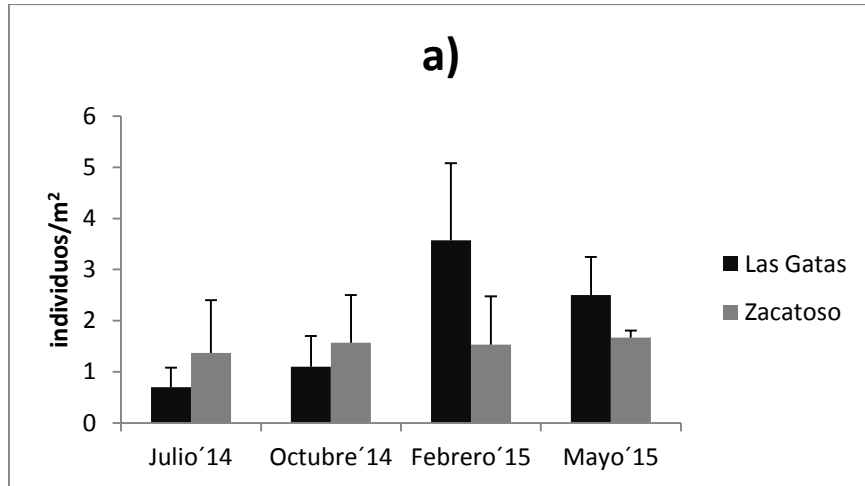


Figura 8. Comparación entre Playa Las Gatas e Isote Zacatoso del promedio de la abundancia de las esponjas para: a) abundancia total, b) abundancia en hábitat expuesto y c) abundancia en hábitat protegido. Las barras sobre las columnas muestran la desviación estándar.

9. DISCUSIÓN

9.1 Parámetros ambientales

En Playa Las Gatas la tasa de sedimentación alcanzó hasta $0.865 \pm 0.062 \text{ kg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y en Islote Zacatoso hasta $0.544 \pm 0.198 \text{ kg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Una de las causas más importantes en el deterioro de los arrecifes coralinos es la sedimentación producida por el cambio de uso de suelo (Rogers, 1990; Nava y Ramírez-Herrera, 2012). El sedimento inhibe el reclutamiento larval, daña los pólipos mecánicamente por abrasión, además de aumentar la turbidez haciendo menos eficaz el proceso de calcificación debido al efecto sobre la fotosíntesis de las zooxantelas (Ferriz-Domínguez y Horta-Puga, 2001; Chadwick y Morrow, 2011). La acumulación del sedimento sobre las colonias coralinas también puede llegar a sepultarlas provocando la muerte de sus pólipos por asfixia (Ochoa-López *et al.*, 1998; Fabricius y De'ath, 2001). Según Rogers (1990), lo adecuado para una comunidad coralina saludable suelen ser tasas de $0.01 - 0.1 \text{ kg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ por lo que ambos sitios estudiados muestran altas tasas de sedimentación. Sin embargo, estos son reportes para corales del Caribe, mientras que en esponjas (por ejemplo del Océano Índico) se ha observado que su capacidad de tolerancia es diferente (Bell *et al.*, 2015). Aun así, cada vez es más contundente que las altas tasas de sedimentación pueden ser comunes en los ambientes coralinos del litoral del Pacífico mexicano: para el estado de Nayarit, se tienen registradas tasas de sedimentación que van de 0.4 a $2.0 \text{ kg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Nava y Carballo, 2013), para Michoacán, en la comunidad coralina de El Zapote, se registró una tasa de $0.6 \text{ kg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y en la comunidad de Isla Faro de $0.2 \text{ kg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Nava y Ramírez-Herrera, 2012). En el estado de Guerrero, las tasas de sedimentación que se han registrado para las comunidades coralinas de Playa Manzanillo van de $0.6 \text{ kg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Nava y Ramírez-Herrera, 2012) a $0.71 \text{ kg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Nava *et al.*, 2014), Caleta de Chon de $1.23 \text{ kg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, Playa Riscalillo $1.57 \text{ kg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, Islote Zacatoso $1.03 \text{ kg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ y Playa Las Gatas de $0.48 \text{ kg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Nava *et al.*, 2014). Para el estado de Oaxaca se ha registrado tasas de 0.039 hasta $1.789 \text{ kg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Granja-Fernández y López-Pérez, 2008). En el caso de las esponjas, la

morfología tubular puede ser clave en su tolerancia a la sedimentación (Bell 2004) además de la posición de sus ósculos. Ambas características parecen determinar en gran medida el éxito de las esponjas en ambientes altamente sedimentarios.

Durante el presente estudio el aumento de sedimentación ocurrió durante la temporada de secas, cuando se espera que la tasa de sedimentación se intensifique en la temporada de lluvias debido al aumento del caudal de los ríos y la erosión del suelo por escurrimiento de las partes altas de la zona costera (Rogers, 1990; González Díaz, 2010). No obstante, la resuspensión del sedimento producida por el oleaje proveniente de mar adentro también afecta a las comunidades coralinas más alejadas de la zona costera (González Díaz, 2010). La alta sedimentación durante febrero y mayo de 2015 no pareció ser influenciada por la precipitación pluvial, ya que en el transcurso de enero a mayo de 2015 se presentaron lluvias escasas con una precipitación de 1.8 a 5.7 mm y sólo una más intensa a mitad de marzo de 2015 (de hasta 43 mm) (CONAGUA, 2015). No obstante, durante el muestreo del mes de febrero de 2015 prevaleció un evento de surgencia (SEGOB 2015), la cual pudo aportar material en suspensión a la columna de agua. En el muestreo de mayo de 2015 prevalecieron condiciones de alto hidrodinamismo, a causa del evento mar de fondo ocasionado por la combinación de un intenso sistema de baja presión localizado en la región sur del Océano Pacífico y el efecto de la contracorriente ecuatorial (SCT, 2015). Este evento, que puede provocar la resuspensión del sedimento del fondo, inició desde el 12 de mayo de 2015 extendiéndose desde la costa de Chiapas hasta el sur de la Península de Baja California (SEGOB, 2015).

La simbiosis que establecen los corales con las zooxantelas los hace dependientes de ocupar un sitio con una irradiancia de luz adecuada para la fotosíntesis, ya que las zooxantelas les proveen de energía a los corales para sus procesos vitales (Chadwick y Morrow, 2011). Durante el presente estudio, la transparencia vertical de la columna del agua fue menor en Playa Las Gatas que en Islote Zacatoso (6.5 ± 1.3 m. vs. 8.8 ± 2.6 m.). Este patrón coincide con los registros de Nava y colaboradores (2014), en los que Islote Zacatoso (>7.5 m.) tiene mayor transparencia que Playa Las Gatas (3.4 m.). Las condiciones de baja transparencia

parecen ser comunes también en los arrecifes aledaños de Caleta de Chon y Playa Manzanillo (4.9 m. y 3.4 m., respectivamente) (Nava y Ramírez-Herrera, 2012). Aun así, cabe mencionar que Caleta de Chon presenta un alto porcentaje de cobertura de coral vivo (68.7%) y Playa Manzanillo un porcentaje más bajo (32.5%) (Nava y Ramírez-Herrera, 2012). En comunidades coralinas del estado de Michoacán que se consideran alejadas de asentamientos urbanos importantes se han registrado niveles de transparencia de hasta 8.7 m. para El Zapote y 7.3 m. para Isla Faro (Nava y Ramírez-Herrera, 2012). En cuanto a la incidencia de luz a nivel de fondo, durante el presente estudio los registros fueron muy similar entre Playa Las Gatas ($12\ 566.72 \pm 6\ 627.71$ lux) e Islote Zacatoso ($12\ 504.81 \pm 6\ 130.15$ lux).

La temperatura más cálida en el área de estudio fue de 31°C y se registró durante el mes de julio de 2014 mientras que la temperatura más baja fue registrada durante el mes de febrero de 2015 con 27.8°C. Sin embargo en Islote Zacatoso se han reportado temperaturas de hasta 25.5°C durante diciembre de 2010 y hasta de 26.5°C en marzo de 2012 (Villegas-Sánchez, 2013). En general los corales hermatípicos se encuentran en aguas cálidas que van de los 21°C hasta 31°C (von Phahl y Vargas, 1990). La temperatura juega un papel importante en la fisiología y ciclos de reproducción en los corales, sin embargo, se ha observado que la tolerancia en cuanto a la temperatura depende de la zona geográfica que se encuentren. Por ejemplo, en las poblaciones de *Pocillopora verrucosa* en Islas Marietas, Nayarit se tienen reportadas temperaturas que van desde 22°C hasta los 29.5°C y solamente durante el fenómeno conocido como el Niño estas poblaciones han estado sometidas a temperaturas de 31°C (Rodríguez-Troncoso *et al.*, 2010). Por otro lado, algunas poblaciones de *Pocillopora verrucosa* y *Pocillopora damicornis* del Mar Rojo llegan a tolerar temperaturas de hasta 35°C (Al-Sofyani y Floos, 2013). Para nuestro estudio no se presentaron condiciones que puedan resultar adversas para el desarrollo coralino.

9.2 Cobertura de los componentes del sustrato

Según el índice de mortalidad coralina, Islote Zacatoso mostró estar en mejor estado de conservación que Playa Las Gatas.

Entre Playa Las Gatas e Islote Zacatoso claramente hubo diferencias importantes en función de la cobertura de coral vivo, de la roca, la arena y las algas calcáreas incrustantes. Playa Las Gatas está dominada principalmente por rocas de tamaño considerable cubiertas de algas calcáreas incrustantes. Aunque la presencia de estas algas se ha relacionado con altas tasas de sedimentación (Fabricius y De'ath, 2001), también se han encontrado niveles altos de cobertura de algas calcáreas incrustantes en comunidades coralinas parecidas a Playa Las Gatas, cercanas a núcleos urbanos con baja cobertura de coral vivo (Fernández y Alvarado, 2004). Dos funciones clave de las algas calcáreas incrustantes es que contribuyen a la calcificación del arrecife y son un sustrato que favorece el asentamiento larval de muchos organismos bentónicos (Fabricius y De'ath, 2001; McField y Kramer, 2007). De hecho, en el caso de las larvas del coral *Platygyra daedalea* las algas calcáreas incrustantes pueden llegar a optimizar el asentamiento coralino en comparación con algas calcáreas no incrustantes y algas foliosas (Díaz-Pulido *et al.*, 2009). De esta manera, se podría esperar un papel beneficioso de la presencia de estas algas en el reclutamiento coralino de Playa Las Gatas. La mayor variación que ocurrió en Playa Las Gatas sucedió en el muestreo de octubre de 2014 cuando se detectó un aumento en la cobertura de coral muerto, escombros y algas filamentosas. Este cambio coincidió con el impacto del huracán Polo, que incidió en el área de estudio unas semanas antes del muestreo. La presencia de algas filamentosas en ese muestreo puede ser indicador de una perturbación reciente, pues son conocidas como colonizadores tempranos en la sucesión de los ensamblajes algales (Littler y Littler 1988). No obstante, los muestreos subsecuentes corroboraron que la comunidad coralina de Playa las Gatas no se deterioró significativamente, por lo que se asume que estos impactos pueden ser estacionales. Islote Zacatoso se caracterizó por tener una mayor cobertura de coral vivo. En este arrecife la baja cobertura por algas calcáreas incrustantes pudo deberse a la dominancia de los corales pocilloporidos en el sustrato disponible. No obstante, otros estudios mencionan la existencia de diferencias importantes en la composición y en la abundancia de especies entre los arrecifes costeros y los arrecifes que se encuentran más alejados de la costa (Fabricius y De'ath, 2001). Esto parece coincidir

con un gradiente de calidad del agua (Fabricius *et al.*, 2005). Islote Zacatoso presentó una mayor variación temporal del sustrato que playa Las Gatas, debido a los cambios en la cobertura de escombros coralino y coral muerto que fueron más bajos durante los muestreos de mayo y febrero de 2015. Esto se debe a que sobre la matriz arrecifal se encontraban fragmentos de escombros coralino y de coral muerto débilmente anclado que fueron arrancados y llevados a los bordes y huecos del arrecife por el continuo oleaje provocado por los eventos de surgencias y mar de fondo presentes en febrero y mayo de 2015. El efecto de las corrientes en las comunidades marinas anteriormente ha sido reportado, en Mazatlán un acarreo de organismos invertebrados formadores del bentos fue llevado hacia la playa, debido a la acción de las corrientes producidas por el viento (Ávila *et al.*, 2011).

Contribución de los corales como sustrato a los dos tipos de hábitat

Los corales del género *Pocillopora* son los principales constructores de arrecifes en la costa sur del Pacífico mexicano (López-Pérez *et al.*, 2012). *P. verrucosa* fue la especie mayormente habitada por las esponjas en Playa Las Gatas en el hábitat expuesto y en Islote Zacatoso tanto en hábitat expuesto como en el hábitat protegido. Solamente *P. damicornis* fue mayormente habitada por las esponjas en Playa Las Gatas en el hábitat protegido. Esto probablemente se deba a que *P. verrucosa* y *P. damicornis* son las especies más abundantes de los arrecifes de la costa de Guerrero (López-Pérez *et al.*, 2012).

9.3 Esponjas habitando la estructura coralina

Los cambios en la composición y abundancia de las esponjas a nivel de tipo de hábitat coincidieron con los cambios ambientales estacionales. La abundancia de las esponjas encontradas en el hábitat expuesto y hábitat protegido no mostró diferencias significativas, aunque el registro de abundancia en el hábitat protegido de Playa Las Gatas tendió a ser mayor que el de Islote Zacatoso (1 ± 0.69 individuos/m² vs 0.69 ± 0.38 individuos/m²). Este hábitat podría conferir características ambientales específicas que satisfagan los requerimientos de algunas especies (Sebens, 1991). Por ejemplo la esponja *Chalinula nematifera*, tiene una alta especificidad por habitar las ramas de corales Pocilloporidos (94%) en comparación al sustrato expuesto

rocoso (6%). Según Ávila y Carballo (2009), este microhábitat en particular propicia una disminución en la intensidad de luz hasta en un 96% respecto al hábitat expuesto, fuera de las ramas de las colonias. Por otra parte, Playa Las Gatas registró mayor abundancia de esponjas para ambos tipos de hábitat durante la temporada de secas. Esto podría deberse a la estabilidad ambiental de la temporada que puede promover la acumulación de nutrientes y el aumento de la abundancia de esponjas en esta localidad, en comparación con Islote Zacatoso, que se encuentra en el mar abierto, donde podría ser diluido el posible aporte de nutrientes. Aunado a esto, Playa Las Gatas se encuentra cerca de una zona poblada, donde la entrada de nutrientes de origen antropogénico es alta (Nava *et al.*, 2014) y la configuración de la bahía semicerrada puede aumentar la disponibilidad de nutrientes y materia orgánica que mejoran la abundancia de invertebrados filtradores (Stimson *et al.*, 2001; Macdonald y Perry 2003; Ward-Paige *et al.*, 2005).

Solamente durante el muestreo de octubre de 2014 la abundancia de esponjas en el hábitat expuesto de Playa Las Gatas fue menor que Islote Zacatoso. Esto se pudo deberse al fuerte oleaje ejercido por el huracán Polo, que afectó mayormente a la comunidad coralina de Playas Las Gatas, por ser un sitio más somero que Islote Zacatoso. Este muestreo se realizó 2 semanas después de que estuvo presente el huracán en la costa, al parecer no afectó de la misma manera a las esponjas que se encuentran sobre el hábitat protegido, donde el oleaje disminuye por la protección de las ramas del coral. Anteriormente se ha reportado que la abundancia de esponjas aumenta conforme a mayor profundidad y disminución de la intensidad de corriente (Bell y Barnes, 2000). En la Bahía de Mazatlán en el Pacífico mexicano, por ejemplo, al aumentar la intensidad de los vientos, las mareas y la sedimentación durante la temporada de lluvias, se relacionó con los cambios en la abundancia de las comunidades de esponjas de poca profundidad, disminuyendo su biomasa (Ávila *et al.* 2011). La morfología de las esponjas también juega un papel importante, ya que las especies incrustantes oponen menos resistencia al oleaje lo que les permite tolerar ambientes de alta energía (Bell y Barnes, 2000), y del elenco de especies registradas en el presente estudio, la mayoría poseen esta morfología incrustante.

De las 7 especies de esponjas con la capacidad de vivir sobre el coral vivo que se tenían registradas en el Pacífico Mexicano (Cruz-Barraza y Carballo, 2008; Vega, 2012), solo se comparten 5 especies con nuestros registros que son *A. texotli*, *C. californica*, *H. caerulea*, *M. (Carmia) cecilia* y *M. (Carmia) magnirhaphidifera*. Este trabajo adiciona 6 especies con esta capacidad: *C. (Cladochalina) acapulcaensis*, *Cladocroce* sp., *Clathria (Microciona)* sp., *H. turquoisie*, *Haliclona* sp. y *L. (Waldoschmittia) schmidti*.

Las especies de esponjas con más registros de abundancia en el hábitat expuesto fueron *A. texotli*, *Haliclona* sp., *H. caerulea* y *M. (Carmia) Cecilia*, además de una especie de ascidia (*Ascidia* spp.). En el hábitat protegido las especies más importantes fueron *M. (Carmia) Cecilia*, *Haliclona* sp., *A. texotli*, *L. (Waldoschmittia) schmidti* y también la especie de ascidia (*Ascidia* spp.). Las ascidias son organismos sésiles invertebrados filtradores, que junto con las esponjas marinas dominan en términos de biomasa y abundancia en muchos ecosistemas bentónicos (Carballo, 2006). Cuando forman colonias pueden crecer encima de otros organismos (Muñiz Días *et al.*, 2008) produciendo sustancias químicas inhibitorias (Chadwick y Morrow, 2011). La ascidia observada en nuestro estudio se encontró tanto en hábitat expuesto como protegido. Aunque solo se observó una especie, esta superó la frecuencia de ocurrencia de las demás especies de esponjas. *M. (Carmia) cecilia* es una esponja común en aguas poco profundas del Pacífico Mexicano (hasta 10 m.) (Cruz-Barraza, 2008). Previamente se han encontrado ejemplares sobrecreciendo en la base y ramas de corales del género *Pocillopora* y en coral muerto, roca o en algas grandes (Cruz-Barraza y Carballo, 2011). Es una esponja incrustante a tipo cojincillo, siendo muy flexible y resistente (Cruz-Barraza y Carballo, 2008). Esta fue la única especie de esponja en estar presente en cada muestreo de ambas comunidades coralinas en los dos tipos de hábitat (hábitat expuesto y protegido). *A. texotli*; también es muy común en las comunidades coralinas de sur del Pacífico Mexicano (Cruz-Barraza y Carballo, 2011). Sus proyecciones tubulares protuberantes suelen sobresalir por encima de la estructura coralina, sobrecreciendo en las ramas y las bases de colonias de corales vivos. Esta especie podría ser muy resistente a las defensas químicas de los corales, dado que es muy abundante sobre los corales

vivos (Cruz-Barraza y Carballo, 2011). *Haliclona* por otro lado, es un género de esponjas que posee una amplia distribución global, encontrándose generalmente a profundidades someras y presentando una morfología muy variada (Fromont y Abdo, 2014). *Haliclona caerulea*, por ejemplo puede ser capaz de sobrevivir en asociación con el alga calcárea *Jania adherens* (Ávila y Carballo, 2006). En el presente estudio, esta esponja sobrecrece en las ramas de colonias vivas del género *Pocillopora*, aunque también se ha encontrado en coral muerto y conchas de moluscos en profundidades someras (Cruz-Barraza y Carballo 2011). *L. (Waldoschmittia) schmidti* tiene crecimiento incrustante o de forma lobulada. Su distribución en el Pacífico Mexicano se ha registrado en Baja California Sur, Sinaloa, Mazatlán y Guerrero (Tovar-Hernández *et al.*, 2012). Es una de las especies más abundantes en la Bahía de Acapulco y se ha encontrado sobre roca y estructuras artificiales (Tovar-Hernández *et al.*, 2012). Esta especie se encontró en mayor abundancia en Playa Las Gatas, mayormente sobre el hábitat protegido.

Aunque las características físicas del hábitat (sustrato) fueron diferentes entre sitios, la estructura del ensamble de especies de esponjas fue homogénea entre estos. De hecho, la estructura del ensamble de especies de esponjas fue similar en un ~60% entre ambos sitios (Figura 6). Playa Las Gatas, no obstante, muestra una comunidad de esponjas cuya notable variación estructural coincide con la temporada de lluvias, cuando los efectos de las tormentas se amplifican en el ambiente semicerrado y somero de esta localidad. Estos cambios son más notables en el hábitat expuesto. Aunque ambos arrecifes compartieron diez especies, dos especies (con una presencia muy baja) fueron exclusivas de Playa Las Gatas (*C. californica* y *Clathria (Microciona) sp.*). *C. californica* es una esponja incrustante común en arrecifes coralinos (Aguilar-Camacho, 2010). Aunque su capacidad de asociación con corales arrecifales solamente se ha documentado en un estudio, se sabe que esta especie crece sobre las ramas de corales vivos, muertos, rocas y conchas. Cuando sobrecrece en las ramas de coral vivo del género *Pocillopora* se extiende desde la base hasta las ramas de la colonia (Cruz-Barraza y Carballo 2011). *C. (Microciona)* es uno de los géneros más diversos del mundo, pero en el Pacífico mexicano sólo se tienen 3 registros entre la bahía de Oaxaca y Mazatlán, sin determinar si estos

ejemplares son de la misma especie (Aguilar-Camacho, 2010). Esta especie no había sido encontrada en asociación con corales en estudios previos. No obstante, en la costa de Jalisco ha sido observada en arrecifes de coral sobre sustratos no coralinos (Vega 2012). En Playa Las Gatas esta especie fue registrada en el hábitat expuesto y protegido solamente en el muestreo de febrero de 2015.

10. CONCLUSIONES

1. Las dos comunidades coralinas fueron similares en cuanto a las variables ambientales registradas. Solamente difirió en la transparencia de la columna de agua, siendo menor en Playa Las Gatas.
2. Las dos comunidades coralinas estudiadas mostraron características distintas en los componentes de su sustrato. Playa Las Gatas es un arrecife conformado principalmente por rocas de tamaño considerable, recubiertos de algas calcáreas incrustantes y cabezas de corales dispersas. Por su parte, Islote Zacatoso es un arrecife coralino bien desarrollado, con una alta cobertura de coral vivo, pero con cambios temporales importantes en la cobertura del coral muerto anclado y el escombro coralino.
3. El estado de conservación fue menor en Playa Las Gatas, indicando que esta comunidad coralina tiene una alta exposición a la degradación antrópica.
4. Anteriormente, en el Pacífico Mexicano se tenían registradas solamente siete especies de esponjas con la capacidad de vivir sobre el coral vivo. En este trabajo se registraron cinco de ellas y se añadieron seis especies más, contabilizando una diversidad total de once especies de esponjas. Además, la riqueza de especies fue mayor en Playa Las Gatas por el registro exclusivo de *Callyspongia (Cladochalina) acapulcaensis* y *Clathria (Microciona) sp.*
5. No se detectaron diferencias significativas en la abundancia entre hábitat expuesto y hábitat protegido entre las comunidades coralinas, sin embargo el hábitat protegido tendió a variar en la diversidad y abundancia. Estas diferencias coinciden además con los cambios estacionales más pronunciados en Playa Las Gatas.
6. Playa Las Gatas, no obstante, muestra una comunidad de esponjas cuya notable variación estructural coincide con la temporada de lluvias, cuando

los efectos de las tormentas se amplifican en el ambiente semicerrado y somero de esta localidad.

7. Adicionalmente, estos resultados muestran que la tridimensionalidad del arrecife provee condiciones que favorecen la diversidad global de esponjas y la perdurabilidad de las especies aún en ambientes adversos.

11. BIBLIOGRAFÍA

Aerts L. A. M. y R. W. M: van Soest. 1997. Quantification of sponge/coral interactions in a physically stressed reef community, NE Colombia. *Marine Ecology Progress Series*. 148: 125-134.

Aguilar-Camacho J. M. 2010. Catalogo taxonómico y descripción de las esponjas marinas de la Bahía de Acapulco, Gro. (Pacífico Mexicano). Universidad Autónoma de Guerrero. Tesis de Licenciatura. 116 pág.

Al-Sofyani A. A. y Y. A. M. Floos. 2013. Effect of temperature on two reef-building corals *Pocillopora damicornis* and *P. verrucosa* in the Red Sea. *Oceanologia*. 55(4): 917-935.

Arizpe O. 2004. El turismo como alternativa a la pesca en el manejo de un arrecife coralino. Caso Cabo Pulmo, Golfo de California. *El manejo costero en México. EPOMEX/SEMARNAT/CETYS/Universidad de Quintana Roo, Campeche*, 573-588.

Ávila E. y J. L. Carballo. 2006. Habitat selection by larvae of the symbiotic sponge *Haliclona caerulea* (Hechtel, 1965) (Demospongiae, Haplosclerida). *Symbiosis*. 41: 21-29.

Ávila E. y J. L. Carballo. 2009. A preliminary assessment of the invasiveness of the Indo-Pacific sponge *Chalinula nematifera* on coral communities from the tropical Eastern Pacific. *Biol Invasions*. 11: 257-264.

Ávila E., J. L. Carballo, C. Vega, L. Camacho, J. J. Barrón-Álvarez, C. Padilla-Verdín y B. Yáñez-Chávez. 2011. Deposition of shallow water sponges in response to seasonal changes. *Journal of sea research*, 66(2), 172-180.

Baker A. C., P. W. Glynn y B. Riegl. 2008. Climate change and coral reef bleaching: An ecological assessment of long-term impacts, recovery trends and future outlook. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 80: 435-471.

Barnes D. K. A. y J. J. Bell. 2002. Coastal sponge communities of the West Indian Ocean: morphological richness and diversity. *Afr. J. Ecol.* 40: 350-359.

Benayahu Y. y Y. Loya. 1981. Competition for space among coral reef sessile organisms at Eilat, Red Sea. *Bulletin of Marine Science.* 31(3): 514-522.

Bell J. J. 2004. Evidence for morphology-induced sediment settlement prevention on the tubular sponge *Haliclona urceolus*. *Marine Biology.* 146: 29-38.

Bell J. J. et al. 2015. Sediment impacts on marine sponges. *Mar. Pollut. Bull.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.03.030>

Bell J. J. y D. K. A. Barnes. 2000. The influences of bathymetry and flow regime upon the morphology of sublittoral sponge communities. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.* 80: 707-718.

Bell J. J. y D. Smith. 2004. Ecology of sponge assemblages (Porifera) in the Watobi region, south-east Sulawesi, Indonesia: richness and abundance. *J. Mar. Biol. Ass. U. K.* 84: 581-591.

Calcinai B., G. Bavestrello y C. Cerrano. 2004. Bioerosion micro-patterns as diagnostic characteristics in boring sponges. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova.* 68: 229-238.

Carballo J. L., E. Bautista, H. Nava, J. A. Cruz-Barraza y J. A. Chávez. 2013. Boring sponges, an increasing threat for coral reefs affected by bleaching events. *Ecology and Evolution.* 3(4): 872-886.

Carballo J. L. y H. Nava. 2007. A comparison of sponge assemblage patterns in two adjacent rocky habitats (Tropical Pacific Ocean, Mexico) *Ecosciencie.* 14(1): 92-102.

Carballo J. L., B. Yañez y H. Nava. 2004. Persistence of the sponge *Suberites aurantiaca* (Duchassaing and Michelotti, 1864) in a estuarine ecosystem (Pacific coast, Mexico). *Bulletin of Marine Science.* 75(3): 487-497.

Carballo J. L., E. Bautista-Guerrero y G. E. Leyte-Morales. 2008. Boring sponges and the modeling of coral reefs in the east Pacific Ocean. *Marine Ecology-Progress Series-*, 356, 113

Carballo J. L., J. E. Sánchez-Moyano y J. C. García-Gómez. 1994. Taxonomic and ecological remarks on boring sponges (Clionidae) from the Straits of Gibraltar (southern Spain): tentative bioindicators?. *Zoological Journal of the Linnean Society*. 112: 407-424.

Carballo, J. L., Bautista-Guerrero E., Nava H. y Cruz-Barraza J. 2010. Cambio Climático y Ecosistemas Costeros. Bases Fundamentales Para La Conservación De Los Arrecifes De Coral Del Pacífico Este En: Hernández-Zanuy A., y Alcolado P. M. (Eds). *La biodiversidad en ecosistemas marinos y costeros del litoral de Iberoamérica y el cambio climático: I. Memorias del Primer Taller de la RED CYTED BIODIVMAR*. La Habana, Julio 2010. pág. 183-193.

Carballo, J. L., Cruz-Barraza, J. A., Bautista-Guerrero, E., Nava, H., y Chávez, J. A. 2012. Efecto de la bioerosión por esponjas en arrecifes afectados por el cambio climático. En: Hernández-Zanuy A., y Alcolado P. M. (Eds). *La biodiversidad en ecosistemas marinos y costeros del litoral de Iberoamérica y el cambio climático: II*. pág., 40-53.

Cesar H. S. J. 2000. Coral reefs: their functions threats and economic value. *Collected Essays of the Economics of Coral Reefs*. CORDIO, Kalmar University, Sweden. P14-39.

Chadwick N. E. y K. M. Morrow. 2011. Competition among sessile organisms on coral reefs. En *Coral reefs; an ecosystem in transition* Z. Dubinsky and N. Stambler (eds.). pág. 347-371.

Chornesky E. A. 1983. Induced development of sweeper tentacles on the reef coral *Agaricia agarictes*: a response to direct competition. *Biol. Bull.* 165: 569-581.

Chornesky E. A. 1989. Repeated reversal during spatial competition between corals. *Ecology*. 70(4): 843-855.

Coronado-Nava N. A., D. Rodríguez y G. Rivas. 2014. Efecto de la colonización de los céspedes algales en el crecimiento de *Pocillopora capitata* (Anthozoa: Scleractinia) en el Pacífico tropical mexicano. *Revista Mexicana de biodiversidad*. 85:1086-1092.

Cruz-Barraza J. A. y J. L. Carballo. 2008. Taxonomy of sponges (Porifera) associated with corals from the Mexican Pacific Ocean. *Zoological Studies*. 47(6): 741-758.

Cruz-Barraza J. A., J. L. Carballo, E. Bautista-Guerrero, H. H. Nava. 2011. New species of excavating sponges (Porifera: Demospongiae) on coral reefs from the Mexican Pacific Ocean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*. 91: 999-1013.

Diaz M. C. y K. Rutzler. 2001. Sponges: an essential component of Caribbean coral reefs. *Bulletin of Marine Science*. 69(2): 535-546.

Díaz-Pulido G., S. Harii y L. J. McCook. 2009. The impact of benthic algae on the settlement of a reef-building coral. *Coral Reef*. 29: 203-208.

Duckworth A. R., C. Wolff, E. Evans-Illidge, S. Whalan y S. Lui. 2008. Spatial variability in community structure of Dictyoceratida sponge across Torres Strait, Australia. *Continental Shelf Research*. 28: 2168-2173.

Fabricius K. y G. De'ath. 2001. Environmental factors associated with the spatial distribution of crustose coralline algae on the Great Barrier Reef. *Coral Reef*. 19:303-309.

Fabricius k., G. de'ath, L. Mccook, E. turak y D. McB Williams. 2005. Changes in algal, coral and fish assemblages along water quality gradients on the inshore Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin*. 51: 384-398.

Fernández C. y J. J. Alvarado. 2004. El arrecife coralino de Punta Cocles, costa Caribe de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 52 (2): 121-129.

Ferríz-Domínguez N. y G. Horta-Puga. 2001. Short-term aggressive behavior in scleractinian corals from La Blanquilla reef, Veracruz Reef System. *Rev. Biol. Trop.* 49(1): 67-75.

Fromont J. y D. A. Abdo. 2014. New species of *Haliclona* (Demospongiae: Haplosclerida: Chalinidae) from Western Australia. *Zootaxa.* 3835(1): 097-109.

González Díaz S. P. 2010. Efecto acumulativo de agentes estresantes múltiples sobre los corales hermatípicos de la región noroccidental de Cuba. Tesis de Doctorado. Universidad de la Habana. Centro de investigaciones Marinas. pp 161.

González-Ferrer S., B. Martínez-Daranas y M. Cano. 2006. Manglares, pastos marinos y arrecifes coralinos. En Menéndez C. y J. M. G. Menéndez. Ecosistema de manglar en el Archipiélago cubano; estudios y experiencias enfocados a su gestión. Editorial Academia, La Habana.

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

Goodwin C., R. Rodolfo-Metalpa, B. Picton y J. M. Hall-Spencer. 2014. Effects of ocean acidification on sponge communities. *Marine Ecology.* 35(1): 41-49.

Granja Fernández M. R. y R. A. López Pérez. 2008. Sedimentación en comunidades arrecifales de Bahías de Huatulco, Oaxaca, México. *Rev. Biol. Trop.* 56(3): 1179-1187.

Hill M. S. 1998. Spongivory on Caribbean reefs releases corals from competition with sponges. *Oecologia.* 117: 143-150.

Holmes K. E., E. N. Edinger, H. G. V. Limmon y M. J. Risk. 2000. Bioerosion of live massive corals and branching coral rubble on Indonesian coral reef. *Marine Pollution Bulletin.* 40: 606- 617.

INE. Instituto Nacional de Ecología. <http://www.ine.gob.mx>. (Accesada en julio del 2014).

Littler M. M. y D. S. Littler. (1988). Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 74(1), 13-34.

López-Pérez R. A., L. E. Calderón-Aguilera, H. Reyes-Bonilla, J. D. Carriquiry, P. Medina-Rosas, A. L. Cupul-Magaña y B. M. Luna-Salguero. 2012. Coral communities and reefs from Guerrero, southern Mexican Pacific. *Marine Ecology*, 33(4), 407-416.

Macdonald I. A. y C. T. Perry. 2003. Biological degradation of coral framework in a turbid lagoon environment, Discovery Bay, north Jamaica. *Coral Reefs*. 22(4): 523-535.

McField M. y P. Kramer. 2007. Arrecifes saludables para gente saludable; Guía de indicadores de salud del arrecife y bienestar social en la región del Arrecife Mesoamericano. Con las contribuciones de M. Gorrez y M. McPherson. 208 págs.

Menéndez L., J. M. Guzmán y R. Núñez. 2006. Aspectos de la relación planta-animal en los manglares. En Menéndez C. y J. M. G. Menéndez. *Ecosistema de manglar en el Archipiélago cubano; estudios y experiencias enfocados a su gestión.* Editorial Academia, La Habana.

Moberg F. y C. Folke. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics*. 29: 215-233.

Nava H. y J. L. Carballo. 2013. Environmental factor shaping boring sponge assemblages at Mexican Pacific coral reefs. *Marine Ecology*. 34(3): 269-279.

Nava H., M. T. Ramírez-Herrera, A. G. Figueroa-Camacho y B. M. Villegas-Sánchez. 2014. Habitat characteristics and environmental factors related to boring sponge assemblages on coral reefs near populated coastal areas on the Mexican Eastern Pacific coast. *Mar. Biodiv.* 44: 45-44.

Nava, H. y M. T. Ramírez-Herrera. 2011. Government conservation policies on Mexican coastal areas: is “top-down” management working?. *Rev. Biol. Trop.* 59(4): 1487-1501.

Nava, H. y M. T. Ramírez-Herrera. 2012. Land use changes and impact on coral communities along the central Pacific coast of Mexico. *Environ Earth. Sci.*, 65: 1095-1104.

Norström A. V., M. Nyström, J. Lokrantz y C. Folke. 2009. Alternative states on coral-macroalgal phase shifts. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 375: 295-306.

Ochoa-López E., H. Reyes Bonilla y J. Ketchum Mejía. 1998. Daños por sedimentación a las comunidades coralinas del sur de la Isla Socorro, Archipiélago de Revillagigedo, México. *Ciencias Marinas.* 24(2): 233-240.

Porter J. W. y N. M. Targett. 1988. Allelochemical interactions between sponges and corals. *Biol. Bull.* 175(2): 230-239.

Reed J. K. 2002. Deep-water *Oculina* coral reefs of Florida: biology, impacts and management. *Hydrobiologia.* 471: 43-55.

Rodríguez-Troncoso A. P., E. Carpizo-Ituarte y A.L. Capul-Magaña. 2010. Differential response to cold and warm water conditions in *Pocillopora* colonies from the Central Mexican Pacific. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 391: 57-64.

Rogers C. S. 1990. Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Mar Ecol Prog Ser* 62:185–202.

Rützler K. 1970. Spatial competition among porifera: solution by epizoism. *Oecologia.* 5; 85-95.

Rutzler K. 2004. Sponges on coral reefs: A community shaped by competitive cooperation. *Boll. Must. Ist. Biol. Univ. Genova.* 68: 85-148.

Ruzicka R. y D. F. Gleason. 2009. Sponge community structure and anti-predator defenses on temperate reefs of the South Atlantic Bight. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 380. 36-46.

Saavedra-Sotelo N. C., L. E. Calderón-Aguilera, H. Reyes-Bonilla, R. A. López-Pérez, P. Medina-Rosas y A. Rocha-Olivares. 2011. Limited genetic connectivity of *Pavona gigantea* in the Mexican Pacific. *Coral Reefs*. 30(3): 677-686.

Schönberg C.H.L. y C.R. Wilkinson. 2001. Induced colonization of corals by a clonid bioeroding sponge. *Coral Reef*. 20: 69 -76.

Schönberg, C. H. L. (2002). Substrate Effects on the Bioeroding Demosponge *Cliona orientalis*. 1. Bioerosion Rates. *Marine Ecology*. 23: 313–326.

SCT (Secretaría de Comunicaciones y Transportes). 2015. Nota especial No. 04. http://www.sct.gob.mx/uploads/media/NOTA_ESP_No_4_MAR_DE_FONDO_02.pdf.

SEATURTLE:ORG Maptool. 2002. SEATURTLE.ORG, Inc. <http://www.seaturtle.org/maptool/> (Accesado en Julio 2014).

Sebens K. P. 1991. Habitat structure and community dynamics in marine benthic systems. En: S. S. Bell, E. D. McCoy, H. R. Mushinsky (eds.), *Habitat structure: The physical arrangement of objects in space*. Chapman y Hall, London: 211-234.

Segal B. y C. B. Castro. 2011. Coral community structure and sedimentation and different distance from the coast of the Abrolhos Bank, Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*. 59(2): 119-129.

SEGOB. (Secretaría de Gobernación). 2015. Boletín No. 301/15. Dirección General de Comunicación. http://portal.proteccioncivil.gob.mx/sala_prensa/archivos/Files/np_3012.pdf.

Secretaría de Marina - Dirección General Adjunta de Oceanografía, Hidrografía y Meteorología (SEMAR-DIGAOHM). 2015. <http://digaohm.semar.gob.mx/cuestionarios/cnarioZihuatanejo.pdf>.

Steindler L., S. Beer y M. Ilan. 2002. Photosymbiosis in intertidal and subtidal tropical sponges. *Symbiosis*. 33: 263-273.

Stimson J., S. Larned y E. Conklin. 2001. Effects of herbivory, nutrient levels, and introduced algae on the distribution and abundance of the invasive macroalga *Dictyosphaeria cavernosa* in Kaneohe Bay, Hawaii. *Coral Reefs*. 19(4): 343-357.

Suchanek T. H., R. C. Carpenter, J. D. Witman y C. D. Harvell. 1983. Sponges as important space competitors in deep Caribbean coral communities. En: Reaka M. L. (editors). *The ecology of deep and shallow coral reef* (Symposia series for Undersea Research 1). National Oceanic and Atmospheric Administration, Washington D. C. 55-60.

Tovar-Hernández M. A., T. F. Villalobos-Guerrero, B. Yáñez-Rivera, J. M. Aguilar-Camacho e I. D Ramírez-Santana. 2012. Guía de invertebrados acuáticos exóticos en Sinaloa. Geomare, A. C., USFWS, INE-SEMARNAT. Mazatlán, México, 41 pp.

Tse-Lynn L. y J. R. Pawlik. 2012. Friend or foe? No evidence that association with the sponge *Mycale laevis* provides a benefit to coral of the genus *Montastraea*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 465: 111-117.

UNEP-WCMC (United Nations Environment Programme-World Conservation Monitoring Centre). 2011. *Reefs at Risk Revisited (report)*.

van Soest R. W. M. y M. S. S. Lavaleye. 2005. Diversity and abundance of sponges in bathyal coral reefs of Rockall Bank , NE Atlantic, from boxcore samples. *Marine Biology Research*. 1(5): 338-349.

van Soest R. W. M., N. Boury-Esnault, J. Vacelet, M. Dohrmann, D. Erpenbeck et al. 2012. Global diversity of sponges (Porifera). *PLoS ONE*. 7(4).

Villamizar E., M. C. Díaz, K. Rutzler y R. De Nóbrera. 2014. Biodiversity, ecological structure and change in the sponge community of different geomorphological zones of the barrier fore reef at Carrie Bow Cay, Belize. *Marine Ecology*. 35: 425-435.

Villegas-Sánchez B. M. 2013. Diversidad y abundancia de las esponjas perforadoras de la comunidad coralina de Zacatoso Zihuatanejo, Guerrero. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. 61 págs.

von Prahl H. y B. Vargas A. 1990. Tasa de crecimiento del coral *Pocillopora damicornis* en un arrecife costero del Pacífico Colombiano. Contribución No. 3 CIME, Centro de investigaciones Marinas y Estuarinas de la Universidad del Valle.

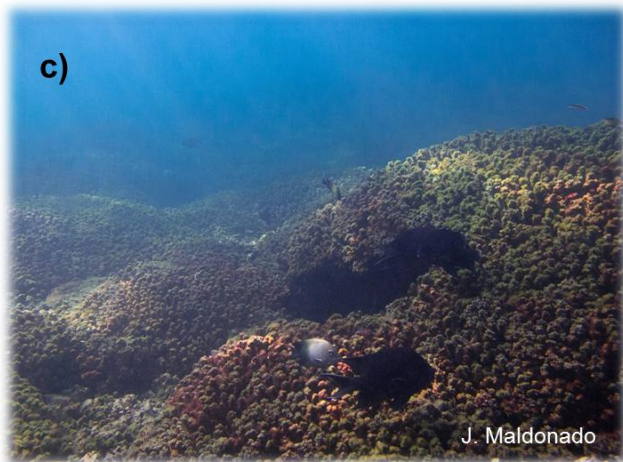
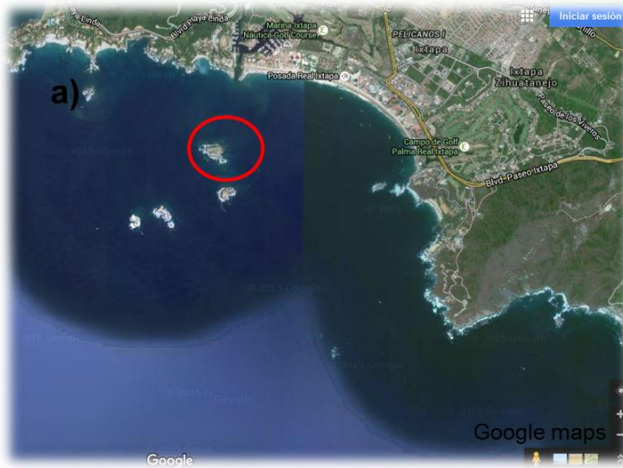
Ward-Paige C. A., M. J. Risk, O. A. Sherwood y W. C. Jaap. 2005. Clionid sponge surveys on the Florida Reef Tract suggest land-based nutrient inputs. *Marine Pollution Bulletin*. 51(5): 570-579.

Willis T. J. y M. J. Anderson. 2003. Structure of cryptic reef fish assemblages: relationships with habitat characteristic and predator density. *Marine Ecology Progress Series*. 257: 209-221.

Wulff J. L. 2006. Rapid diversity and abundance decline in a Caribbean coral reef sponge community. *Biological Conservation*. 127: 167-176.

Anexo 1

Sitios de muestreo



Características de los sitios de muestreo. a) Islote Zacatoso (circulo rojo), b) Playa Las Gatas, c) estructura coralina de Islote Zacatoso y d) estructura coralina de Playa Las Gatas.

Anexo 2

Listado sistemático de especies registradas

Corales

Phylum Cnidaria Verrill, 1865

Clase Anthozoa Ehrenberg, 1834

Subclase Hexacorallia Haeckel, 1896

Orden Scleractinia Bourne, 1900

Familia Pocilloporidae Gray, 1842

Género Pocillopora Lamarck, 1816

Pocillopora capitata Verrill, 1864

Pocillopora damicornis Linnaeus, 1758

Pocillopora verrucosa Ellis & Solander, 1786

Eponjas

Phylum Porifera Grant, 1836

Clase Demospongiae Sollas, 1885

Subclase Heteroscleromorpha Cárdenas, Perez & Boury-Esnault, 2012

Orden Haplosclerida Topsent, 1928

Familia Callyspongiidae Laubenfels, 1936

Género Callyspongia Duchassaing & Michelotti, 1864

Callyspongia californica Dickinson, 1945

Callyspongya sp

Subgénero Callyspongia (Cladochalina) Schmidt, 1870

Callyspongia (Cladochalina) acapulcaensis Carter, 1882

Familia Chalinidae Gray, 1867

Género Cladocroce Topsent, 1892

Cladocroce sp

Género Haliclona Grant, 1836

Haliclona turquoisia Laubenfels, 1954

Haliclona sp

Subgénero Haliclona (Soestella) De Weerd, 2000

Haliclona (Soestella) caerulea Hechtel, 1965

Familia Niphatidae Niphatidae van Soest, 1980

Género Amphimedon Amphimedon Duchassaing & Michelotti, 1864

Amphimedon texotli Cruz-Barraza & Carballo, 2008

Orden Poecilosclerida Topsent, 1928

Familia Coelosphaeridae Dendy, 1922

Género Lissodendoryx Topsent, 1892

Subgénero Lissodendoryx (Waldoschmittia) de Laubenfels, 1936

Lissodendoryx (Waldoschmittia) schmidti Ridley, 1884

Familia Microcionidae Carter, 1875

Subfamilia Microcioninae Carter, 1875

Género Clathria Schmidt, 1862

Subgénero Clathria (Microcionia) Bowerbank, 1862

Clathria (Microcionia) sp

Familia Mycalidae Lundbeck, 1905

Género Mycale Gray, 1867

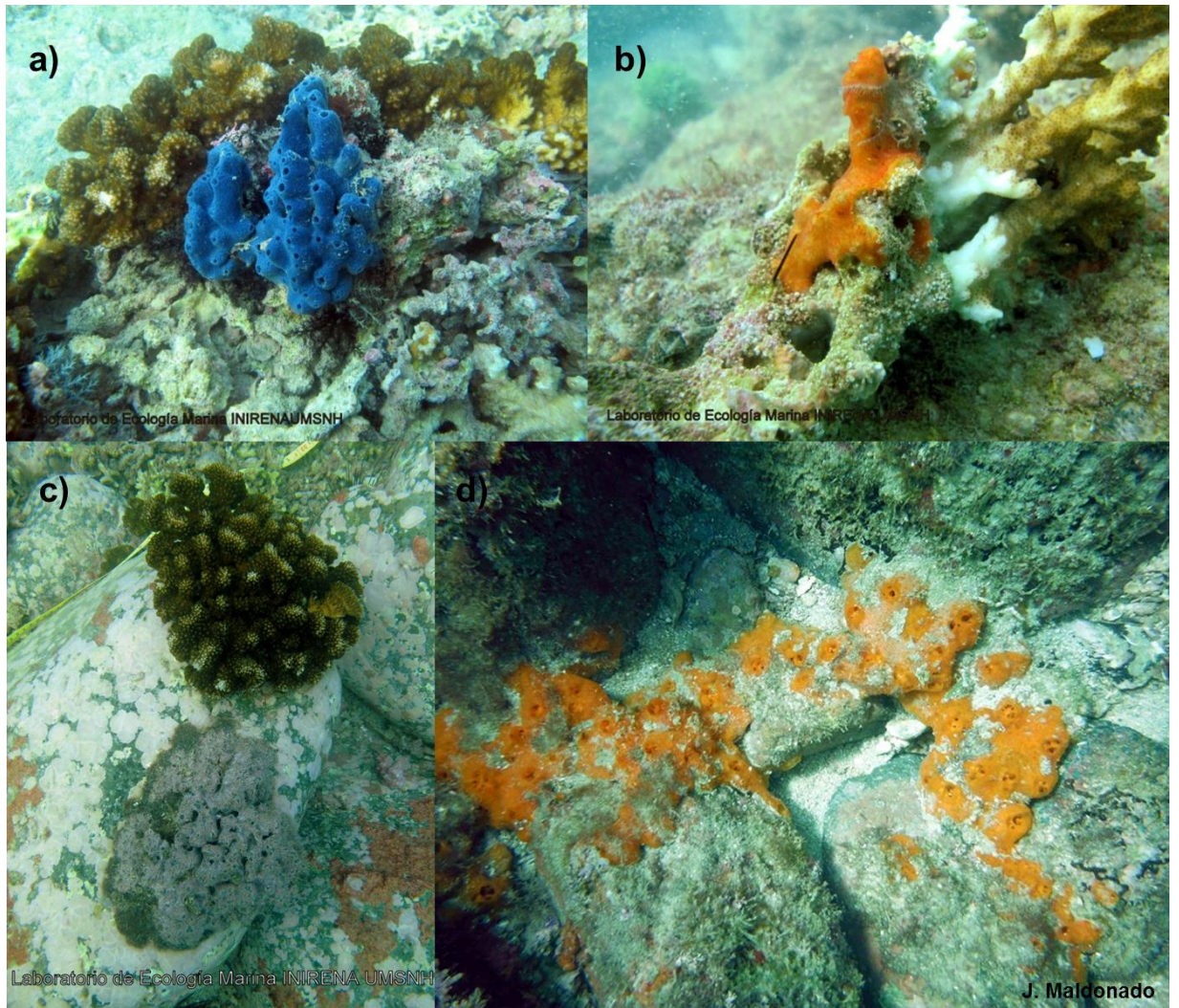
Subgénero Mycale (Carmia) Gray, 1867

Mycale (Carmia) cecilia de Laubenfels, 1936

Mycale (Carmia) magnirhaphidifera van Soest, 1984

Anexo 3

Esponjas



Esponjas con mayor abundancia. a) *A. texotli*, b) *M. (Carmia) cecilia*, c) *H. (Soestella) caerulea* y d) *L. (Waldoschmittia) schmidtii*.