



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**Evaluación del impacto de la
sedimentación en la estructura de los
ensambles algales del arrecife en Caleta
de Chón en Zihuatanejo, Guerrero, México**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGA

P R E S E N T A:

MONCADA GARCÍA ANDREA IRAIS

DIRECTOR DE TESIS:

DRA. NORMA ANGÉLICA LÓPEZ GÓMEZ

CIUDAD DE MÉXICO, 2018





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

1. Datos del alumno
Moncada
García
Andrea Irais
5535577803
Universidad Nacional Autónoma de México
México
Facultad de Ciencias
Biología
309137104
2. Datos del tutor
López
Gómez
Norma Angélica
3. Datos del sinodal 1
Dra.
Rodríguez Vargas
Dení Claudia
4. Datos del sinodal 2
Dra.
León Tejera
Hilda Patricia
5. Datos del sinodal 3
Dr.
Nava Bravo
Héctor Hugo
6. Datos del sinodal 4
Dr.
López Pérez
Ramón Andrés
7. Datos del trabajo escrito
Evaluación del impacto de la sedimentación en la estructura de los ensamblajes algales del arrecife en Caleta de Chon de Zihuatanejo, Guerrero, México.
75 pp.
2018

“Estamos atados al océano y cuando volvemos al mar, ya sea para navegar u observar, estamos regresando al lugar del que alguna vez pertenecemos”

John F. Kennedy

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México por brindarme la oportunidad de estudiar la carrera de biología en la Facultad de Ciencias a la cuál agradezco los años de conocimiento adquirido.

A la Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación de Zihuatanejo por abrirme las puertas durante la realización de muestreos para este estudio.

A la DGAPA-PAPIIT por el apoyo financiero al proyecto IN203914 “Estructura y dinámica de los ensamblajes de macroalgas en arrecifes coralinos con diferentes regímenes de sedimentación en Zihuatanejo, Guerrero”.

Al taller de Ficología de la Facultad de Ciencias por permitirme usar sus instalaciones y equipo para la identificación de macroalgas.

Al herbario de la Facultad de Ciencias por su apoyo en el registro de macroalgas.

A mi tutora, Norma López, por todo su apoyo incondicional en este largo proceso, por hacerme ver los errores con correcciones certeras y darme palabras de aliento en los momentos precisos. Muchas gracias por creer en mí y recordarme siempre que con constancia y disciplina en la vida se pueden lograr grandes cosas.

Al M. en C. Pedro Ramírez-García Armora por el apoyo en campo, así como en los análisis estadísticos y por permitirme trabajar en el Instituto de Biología, también por sus sabios consejos y enseñanzas que marcarán mi vida. ¡Gracias por ayudarme en la revisión y sugerencias para mejorar la tesis!

Al M. en C. Carlos Federico Candelaria Silva por el apoyo en campo y en las instalaciones de la UMDI-Zihuatanejo, así como sus consejos en la elaboración de resultados.

A mis sinodales la Dr. Dení Rodríguez Vargas, la Dra. Hilda Patricia León Tejera, al Dr. Héctor Hugo Nava Bravo y al Dr. Ramón Andrés López Pérez por tomarse el tiempo en revisar mi tesis y sus correcciones para el enriquecimiento de este trabajo.

Al Dr. Luis Medrano y la M. en C. María de Jesús Vázquez, por abrirme las puertas de su laboratorio para realizar mi servicio social.

A mis padres...

Por un inicio alentarme a estudiar lo que me hace feliz y ayudarme para poder seguirme preparando. Por sus palabras y consejos las veces que me he sentido desorientada y por nunca dejar de creer en mí.

A mi familia...

Por siempre estar al pendiente de mí y de mi carrera profesional, les dedico mi tesis a todos ustedes, ¡los amo!

A mi Chula...

Por acogerme cuando me sentía desubicada y darme un hogar. Por tus palabras siempre sabias de grandeza para seguir triunfando y alentarme a seguir siendo cada día mejor.

A mis amigos de Biología...

Gracias por hacer de estos años más amenos y divertidos en cada práctica de campo, en cada clase y sé que esas amistades trascienden por eso les agradezco estar ahí siempre que lo he necesitado en especial a: Cecy, Cris, Mari, Yara, Val, no solo por apoyarme con lo académico sino también en lo emocional.

A todos los amigos que conocí en el transcurso de ésta bella carrera que sin sus risas y diversiones no hubiese sido lo mismo. Gracias Fer, Ikal, por nuestros días inseparables. A Kike por tus locuras y travesías juntos, a Eli, Armando, Alex, Charly, Alo, Erik por dejarme conocerlos y estar en cada partido y festejo.

A mis amigos de vida...

Chary por ser mi mejor amiga y nunca dudar de mí. Gracias por ser incondicional y por estar en los momentos que más te he necesitado, por conocerme a la perfección y regañarme cuando ha sido necesario.

Ángel gracias por ser mi mejor amigo y escucharme siempre. Agradezco siempre que te des un tiempo para mí y mis problemas o tan solo para ver una película o jugar videojuegos. Gracias por llegar a mi vida y espero nunca te vayas.

ÍNDICE

Resumen

I. Introducción	9
III. Antecedentes	11
II. Marco teórico	13
IV. Justificación	19
V. Hipótesis	20
VI. Objetivos	20
VI.I Objetivo general	
VI. II Objetivos particulares	
VII. Área de estudio	21
VIII. Metodología	23
VIII.I Trabajo de campo	
VIII.I.I Muestreo	
VIII.I.II Registro fotográfico de los cuadrantes	
VIII.I.III Recolección de algas	
VIII.I.IV Instalación de trampas de sedimento	
VIII.I.V Nutrientes	
VIII.I.VI Luz y temperatura	
VIII.II Trabajo de laboratorio	
VIII.II.I Preservación de algas	
VIII.II.II Identificación taxonómica de algas	
VIII.II.III Cuantificación de sedimentos	
VIII.II.IV Cobertura de los grupos de algas y corales	
VIII.II.V Identificación de Corales	
VIII.II.VI Análisis de Nutrientes	
VIII.II.VII Gráficas de luz y temperatura	
VIII.III Trabajo de gabinete	
VIII.III.I Elaboración de matrices y análisis de datos	
VIII.III.II Coberturas algales de corales	
VIII.III.III Matriz presencia-ausencia	
VIII.III.IV Matrices para análisis estadísticos	
VIII.III.V Análisis estadísticos	

IX. Resultados	30
IX.I Macroalgas	
IX.I.I Riqueza de especies	
IX.I.II Composición	
IX.I.III Grupos de forma funcional	
IX.I.IV Cobertura	
IX.I.V Frecuencia relativa	
IX.I.VI Valor de Importancia	
IX.I.VII Análisis de correspondencia sin tendencia (DCA)	
IX.II Corales	
IX.II.I Riqueza de especies y Composición	
IX.II.II Cobertura	
IX.II.III Valor de importancia	
IX.III Factores abióticos	
IX.III.I Tasas de sedimentación	
IX.III.II Temperatura	
IX.III.III Intensidad lumínica	
IX.III.IV Nutrientes	
IX.IV Correlación no paramétrica: <i>r</i> de Spearman	
X. Discusión	52
XII. Conclusiones	58
XIII. Literatura citada	60

RESUMEN

La sedimentación en la zona costera se ha incrementado a un ritmo acelerado en las últimas décadas a causa de actividades antropogénicas como la deforestación, cambio en el uso de suelo y descargas de aguas residuales, así como por actividades turísticas no reguladas. El aporte de sedimentos es una amenaza para los arrecifes coralinos ya que altera su estructura y funcionamiento. Algunos de los principales efectos de la sedimentación son la muerte de los corales y el aumento en la abundancia de las macroalgas (cambio de fase coral-alga). Por lo anterior, las macroalgas, son un bioindicador útil de los programas de monitoreo y planes de manejo de los arrecifes coralinos. Las costas de la región de Zihuatanejo albergan varios arrecifes coralinos, algunos de ellos han estado expuestos al incremento en el aporte de sedimentos, sin que hasta ahora haya sido evaluado su efecto sobre la estructura de los ensamblajes de macroalgas. En virtud de lo anterior, el objetivo de éste estudio fue evaluar el impacto de la sedimentación, luz, temperatura y nutrientes sobre la estructura de los ensamblajes de macroalgas en el arrecife de Caleta de Chón. Se realizaron muestreos en época de secas (febrero, noviembre y diciembre) y época de lluvias (mayo y julio) del 2014, mediante cuadrantes (20 cm² y 30 cm² divididos en subcuadros de 10 cm²) distribuidos al azar para cuantificar la cobertura de algas y corales. La tasa de sedimentación se cuantificó mediante la instalación de ocho trampas de sedimentos colocadas al azar en el arrecife, en las cuales al interior se colocaron sensores HOBO para registrar las variaciones de luminosidad y temperatura. Adicionalmente, para cuantificar la concentración de nutrientes (fosfatos, nitratos y amonios) presentes en el arrecife, se recolectaron cuatro muestras de agua distribuidas en la columna de agua durante cada periodo de muestreo. Finalmente, se recolectaron muestras de macroalgas presentes en los subcuadros obteniendo un total de 47 especies de macroalgas; Rhodophyta (57.4 %), Chlorophyta (31.9 %), Cyanophyta (6.4 %) y Ocrophyta (4.3%). Las especies con mayor frecuencia relativa fueron; *Derbesia marina*, *Lithophyllum* sp y *Cladophora microcladioides*. El grupo con mayor cobertura y riqueza de especies fueron los céspedes con 33.55%, dentro del cual se encuentran las algas filamentosas. La tasa de sedimentación más alta (0.092 g m⁻² día⁻¹) se registró en época de lluvias. Se registraron cinco especies de corales: *Pocillopora capitata*, *Pocillopora meandrina*, *Pocillopora effusa* y *Pocillopora verrucosa* siendo ésta última la de mayor cobertura con un 39.64% en comparación con el resto. En conclusión, las tasas de sedimentación más altas se registraron en época de lluvias coincidiendo con una disminución en la riqueza de especies algales.

INTRODUCCIÓN

Las actividades humanas en la zona costera están afectando gravemente a los ecosistemas marinos (Nugues y Roberts, 2003; Airoldi, 2003; Gorgula y Connell, 2004; Connell, 2005). De ellos, la sedimentación es uno de los factores que mayor impacto tiene sobre los ecosistemas marinos, la cual se ha incrementado a un ritmo acelerado en las últimas dos décadas en las costas de todo el mundo (Airoldi, 2003). Tiene dos orígenes, natural y por las actividades antropogénicas principalmente la deforestación que provoca la erosión costera, la cual aumenta el aporte de sedimentos y nutrientes al mar (Cortes y Risk, 1985; Rogers, 1990; Edinger *et al.*, 2000; McClanahan, 2002; Gorgula y Connell, 2004; Granja-Fernández y López-Pérez, 2008). La creciente influencia humana debida al crecimiento poblacional y a la migración hacia las zonas costeras, está provocando cambios complejos y sin precedentes en la calidad del agua (Connell, 2005) como consecuencia del incremento en el aporte de sedimentos y nutrientes al mar (Gorgula y Connell, 2004).

La acumulación de sedimentos sobre el fondo oceánico es considerado un agente de disturbio físico (Sousa, 2001) que produce efectos directos e indirectos sobre los organismos bentónicos. Además, afecta la estructura de las comunidades a través de cambios en la composición, abundancia, diversidad y distribución de las algas e invertebrados como los corales (Rogers, 1990; Philipp y Fabricius *et al.*, 2005).

El aumento en la cantidad de sedimentos y nutrientes que llegan al mar, crea nuevas condiciones que promueven el crecimiento de algas cespitosas filamentosas (McCook, 2001; Gorgula y Connell, 2004). Estas algas parecen dominar estos ambientes debido a su fisiología e historias de vida mejor adecuadas a estas condiciones, a su morfología y pequeña altura que les permite atrapar y retener sedimentos (Connell, 2005), y a su capacidad para colonizar rápidamente el espacio en zonas con sedimentación intensa y concentración alta de nutrientes (Gorgula y Connell, 2004). Pero también la acumulación de sedimentos produce enterramiento y asfixia a otros organismos como los corales (Nugues y Roberts, 2003).

La entrada de sedimentos al fondo del mar es una de las principales causas de la degradación de muchos arrecifes alrededor del mundo, afectando a los organismos de varias formas. La sedimentación puede provocar la muerte por asfixia y enterramiento causando una disminución en el crecimiento del coral y en la densidad de las zooxantelas y por lo tanto de su actividad fotosintética. También reduce la reproducción, el establecimiento de larvas, la sobrevivencia y, en última instancia, facilita el aumento de las macroalgas (Nugues y Roberts, 2004).

Las macroalgas pueden afectar adversamente la sobrevivencia y distribución de los corales mediante mecanismos de abrasión y apropiación del espacio (Chadwick 1988, Hughes 1989, Tanner 1995). Las algas cespitosas también son consideradas mejores competidoras que los corales por espacio (Gorgula y Connell, 2004). Evidencia reciente muestra que en regiones tropicales los arrecifes coralinos costeros han experimentado cambios de dominancia de corales por algas (Díaz-Pulido *et al.* 2007). La capacidad de invasión de las algas en los arrecifes es tan fuerte que en muchos casos las colonias coralinas resultan sofocadas al ser recubiertas por algas vecinas afectando la retracción y expansión de los pólipos (Coyer *et al.*, 1993; Tanner, 1995). La invasión por algas también provoca bajas tasas de reclutamiento coralino (Littler y Littler, 1988).

En el ambiente submareal, la intensidad de luz total decrece conforme aumenta la profundidad (Witman y Dayton, 2001) y la atenuación de la luz conduce a su vez, a la reducción de la fotosíntesis (Ralph *et al.*, 2007). Los niveles de irradiancia bajo el agua determinan los límites de distribución de las macroalgas, por ejemplo las algas rojas penetran a mayor profundidad que las algas caféas (Witman y Dayton, 2001).

Se ha reportado que el incremento en la tasa de sedimentación se correlaciona negativamente con la intensidad luminosa (Ruffin, 1998 en Connell, 2005). Por otro lado, la interacción entre la luz y la sedimentación determina el ensamblaje y mantenimiento de los hábitats submareales, el efecto sinérgico de esta interacción puede explicar la presencia de hábitats caracterizados por algas coralinas costrosas, algas coralinas articuladas y céspedes (Connell, 2005).

Los corales hermatípicos habitan en aguas cálidas y crecen y se reproducen en temperaturas de 20-30°C. Cuando la temperatura del agua supera los 30°C, la primera señal externa de daño es el blanqueamiento de coral (Castro y Huber, 2007). Desde la década de 1980, los arrecifes coralinos han experimentado eventos de blanqueamiento y mortalidad prácticamente cada año debido al calentamiento del océano en casi todos los mares tropicales y subtropicales del mundo (Barber *et al.*, 2001; Baker *et al.*, 2008; Díaz-Pulido *et al.*, 2009; 2012).

Las costas de la región de Zihuatanejo albergan varios arrecifes coralinos, algunos de ellos están expuestos al incremento en el aporte de sedimentos como resultado de las actividades antropogénicas en las zonas adyacentes a la costa, sin que a la fecha haya sido evaluado su efecto sobre la estructura de los ensambles de macroalgas que se desarrollan en el arrecife.

ANTECEDENTES

Los estudios sobre algas en la región de Zihuatanejo, Guerrero, son de tipo florístico y se remontan a los trabajos realizados por Dawson (1986), Taylor (1945) y Hollenberg y Dawson (1961). Las contribuciones hechas por investigadores nacionales al conocimiento ficológico de Guerrero iniciaron en 1967 por Nájera y Pérez con el estudio de la familia Dictyotaceae (Phaeophyta) y de la familia Corallinaceae (Rhodophyta) respectivamente. Posteriormente, Chávez (1972) realizó un listado florístico para la región de Zihuatanejo, en el cual incorporó recolectas hechas por Nájera (1967) y Pérez (1967), añadiendo dos estaciones de trabajo fuera de la bahía (Rodríguez *et al.* 2010). Vázquez-Delfín (2008) en su estudio diagnóstico de la biodiversidad marina en la región de Ixtapa-Zihuatanejo, encontró que la mayoría de los trabajos realizados desde 1938 hasta 2008, han tenido una orientación taxonómica, tanto de grupos de algas como de invertebrados y peces. Los inventarios florísticos están ligados a los de tipo ecológico porque incluyen datos sobre el ambiente y distribución de las especies. La división Rhodophyta es la mayormente estudiada y también es la que tiene el mayor número de registros.

Uno de los primeros estudios sobre la relación sedimentos-macroalgas en la región, fue el que realizó Vázquez-Texocotitla (2009) en playa Las Gatas dentro de la Bahía de Zihuatanejo. Reportó un total de 29 especies de macroalgas, de las cuales 22 fueron Rhodophyta, cuatro Ochrophyta-Phaeophyceae y tres Chlorophyta, así como cinco grupos funcionales: ramificadas, filamentosas, articuladas, láminas y costrosas. Las ramificadas y las filamentosas fueron predominantes a lo largo del estudio. Con respecto al efecto de la sedimentación, encontró una relación inversa entre la cantidad de sedimento y la biomasa algal. En un estudio posterior, Vázquez-Texocotitla (2013) determinó la composición y riqueza de especies en el arrecife Zacatoso, Ixtapa-Zihuatanejo para los años 2011 y 2012, así como la abundancia relativa y la distribución de los ensamblajes algales a partir de grupos de forma-función en relación con factores ambientales como la temperatura, la intensidad de luz y el movimiento de agua. En su estudio registró 56 especies de macroalgas, de las cuales, 75% pertenecen a Rhodophyta, 16% a Chlorophyta y 9% a Heterokontophyta-Phaeophyceae.

Por su parte, González-Pizá (2013) realizó un estudio en el arrecife El Zacatoso con el objetivo de determinar la estructura y funcionamiento de la comunidad de macroalgas. Observó que los ensamblajes estuvieron dominados por algas calcáreas articuladas y costrosas, abundantes principalmente en el sustrato de coral muerto y de roca, mientras que las filamentosas se encontraron exclusivamente en coral vivo. Así mismo, determinó la riqueza, composición,

frecuencia y distribución de macroalgas en el arrecife. Éste estudio representa uno de los primeros para la construcción de una línea base de macroalgas arrecifales.

Posteriormente, Sandoval-Coronado (2016) determinó la estructura de los ensamblajes macroalgales y sus cambios espacio-temporales en el arrecife de Playa Coral en Isla Ixtapa, Zihuatanejo. En él se registró un total de 43 especies de macroalgas, 32 pertenecen a la división Rhodophyta, 10 a Chlorophyta y una a Ochrophyta-Phaeophyceae. Las algas costrosas presentaron el mayor porcentaje de cobertura seguidas de los céspedes. Estudios sobre macroalgas en la región de Zihuatanejo han revelado que hay una gran predominancia de algas cespitosas (González-Pizá, 2013) y filamentosas (Nava *et al.*, 2012) así como de la división Rhodophyta.

El conocimiento del estado de conservación de estos arrecifes ha sido recientemente estudiado a través de los impactos antropogénicos sobre las comunidades de corales en Caleta de Chón, las Gatas y el islote Zacatoso (Nava y Ramírez-Herrera, 2011), sin embargo la región de Zihuatanejo y particularmente Caleta de Chón no cuentan con estudios dirigidos a determinar la relación entre la sedimentación y las especies de macroalgas y el grado de afectación que ésta relación tiene sobre el arrecife.

MARCO TEÓRICO

Las algas son descriptores útiles de las comunidades arrecifales, tanto a nivel de especies como de grupo morfo-funcional. Existen varias propuestas de agrupación de macroalgas con base principalmente en su morfología, anatomía y función. Una de estas propuestas es la de Littler y Littler (1984), quienes definen seis grupos morfo-funcionales basados en su morfología, fisiología y adaptaciones ecológicas. Los grupos son algas laminares, filamentosas, ramificadas-carnosas, ramificadas-coriáceas, articuladas-calcáreas y costrosas. Las algas laminares son tubulares-delgadas y parecidas a hojas (foliosas), compuestas por una o pocas capas de células a modo de láminas u hojas, de textura suave. Las algas filamentosas tienen talos delicadamente ramificados formados por una o pocas series de células, con textura suave. Las ramificadas-carnosas son algas erectas, ramificadas, corticadas de textura carnosa o rígida. Las algas ramificadas-coriáceas forman hojas gruesas y ramificadas, con corteza gruesa y textura flexible pero resistente, similar a la de la piel curtida. Las algas articuladas-calcáreas están formadas por genículas calcificadas alternadas con intergenículas no calcificadas de textura pétreo. Las algas costrosas crecen postradas sobre el sustrato, pueden ser calcificadas o no y están formadas por hileras de células paralelas, con textura pétreo o dura.

Otra propuesta de agrupación de las algas es la de Díaz-Pulido y McCook (2008), quienes definen tres categorías algales: carnosas, costrosas y céspedes, en las cuales están incluidos algunos de los grupos morfo-funcionales de Littler y Littler (1984). Las algas carnosas tienen una “forma alargada, más rígida y anatómicamente más compleja que los céspedes, que son abundantes en zonas con baja herbivoría, tales como las plataformas de arrecifes intermareales y, a menudo, producen componentes químicos que disuaden el pastoreo de los peces”. Las algas incrustantes o costrosas “son plantas duras que crecen como costras, adheridas estrechamente al sustrato (superficie del arrecife), con una apariencia más parecida a una capa de pintura más que a una típica alga; generalmente poseen tasas de crecimiento lento. Como los corales, algunas algas incrustantes producen carbonato de calcio (CaCO_3) y muchas tienen roles importantes en la cementación del arrecife”. Un césped algal se define como “conjuntos o asociaciones de muchas especies de algas diminutas, principalmente filamentosas, con rápido crecimiento, productividad y tasas de colonización altas”. El césped posee una baja biomasa por unidad de área, pero domina asombrosamente una alta proporción del área del arrecife, incluso en sistemas saludables (Díaz-Pulido *et al.*, 2007).

El césped de algas, es una forma de crecimiento colectivo conformada por varias especies donde puede o no haber especies dominantes en términos de abundancia, cobertura, grosor y extensión (Connell *et al.*, 2014). Es una asociación compleja de no más de dos centímetros de altura de dosel y contribuye significativamente a la cobertura vegetal en los arrecifes coralinos modernos. Los céspedes persisten a causa del constante pastoreo por los herbívoros que previenen el crecimiento excesivo a largo plazo (Littler y Littler, 1984; Steneck y Dethier, 1984). En zonas templadas (Williams y Carpenter, 1997; Airoidi, 2001; McClanahan *et al.*, 2002; McCook *et al.*, 2001) está compuesto al menos por cuatro de los grupos morfo-funcionales definidos por Littler y Littler (1980). Una característica distintiva de los céspedes es su capacidad para retener sedimentos (Airoidi, 1998; Airoidi y Virgilio, 1998; Purcell y Bellwood, 2001).

Una propuesta más (López *et al.* en prep.), en la cual se basa este estudio, incluye grupos con un criterio práctico que conjunta los grupos morfo-funcionales y categorías algales (descritas anteriormente), como: filamentosas, laminares, articuladas-calcáreas, ramificadas-carnosas, costrosas y coriáceas; además de grupos definidos por uno o varios géneros. Por ejemplo, las costras rosas pertenecen a *Lithophyllum* sp, las costras púrpuras a *Peyssonnelia rubra*, las costras cafés al género *Ralfsia*, las costras pardas al género *Lobophora* y los flóculos incluyen a los géneros filamentosos de Cyanophyta como *Lyngbya* y *Scytonema*.

Los efectos fisiológicos indirectos en la estructura de la comunidad coralina se producen mediante la estimulación del crecimiento de las algas, pues mientras el arrecife se va degradando, las macroalgas crecen más rápido que los corales volviéndose más abundantes y haciendo que la cobertura coralina decline. A este fenómeno se le llama cambio de fase coral-alga (Littler y Littler, 1997; Hughes, 1994; McCook *et al.*, 2001; Márquez y Díaz, 2005; Nugues y Roberts, 2004; Chuc-Contreras *et al.*, 2011; Jompa y McCook, 2003).

Este fenómeno causa una reducción dramática en gran parte de la biodiversidad del ecosistema arrecifal (Tsai *et al.*, 2004). Evidencias recientes muestran que en regiones tropicales los arrecifes coralinos costeros han sufrido cambios de dominancia de corales por algas (Díaz-Pulido *et al.* 2007).

Existe controversia en cuanto al daño que pueden ocasionar las algas a los corales. Vroom *et al.* (2006) realizaron un estudio en islas consideradas como áreas naturales protegidas en el Océano Pacífico (Samoa, islas del noroeste de Hawai, islas de Phoenix e islas Marianas). Los autores observaron que aún los arrecifes prístinos pueden presentar una alta cobertura de algas, lo cual rompe con el paradigma establecido por el cambio de fase coral-alga.

La urbanización, la erosión costera y la sedimentación han sido reconocidas como las principales causas de la degradación de las comunidades de coral, sin embargo, se han extendido dañándolas gravemente (García-Martínez, 2003; Pineda-Páez, 2008; Oseguera-Cruz, 2004; Victoria-Salazar, 2007). Los altos niveles de sedimentación, son una de las amenazas más graves para la persistencia de las comunidades de corales a lo largo de la costa del Pacífico (Carballo *et al.* 2008; Cortés y Risk, 1985; Granja-Fernández y López-Pérez, 2008; Nava y Carballo, 2008; Ochoa-López *et al.* 1998).

El efecto de la sedimentación sobre los organismos es variado, incluso contrastante. Tasas de sedimentación altas pueden ser perjudiciales para la riqueza y diversidad de las comunidades (Airoldi y Cinelli, 1997), sin embargo también pueden promover la diversidad porque impiden la monopolización del espacio por especies competitivamente dominantes (Carballo *et al.*, 2008). Los principales grupos de organismos que se sabe tienen una respuesta con el incremento de sedimento son las macroalgas.

Las macroalgas son afectadas en mayor o menor medida por la presencia de sedimentos, por tal razón es indispensable conocer la dinámica de la sedimentación y si ésta está implicada directamente sobre el incremento de macroalgas y el deterioro de los arrecifes coralinos. En los estudios de tipo ecológico, particularmente sobre estructura de ensamblajes algales es importante conocer qué especies, grupos funcionales y categorías algales son las más abundantes ya que éstas pueden indicar el estado actual de salud de los arrecifes coralinos. Jompa y McCook (2003) realizaron un estudio en el cual muestran que las algas filamentosas pueden afectar gravemente a los arrecifes de coral, inhibiendo su crecimiento. Airoldi y Cinelli (1995) mencionan que las algas con forma de crecimiento cespitoso son un importante elemento de las costas submareales con altos aportes de sedimentos porque tienen la capacidad de atrapar y retener dicho sedimento. Se ha demostrado que las algas al retener el sedimento provocan la asfixia y abrasión de los corales, debido a la ausencia o reducción de luz (Hoegh-Guldberg, 1999).

Los factores ambientales son determinantes en la estructura de la comunidad arrecifal, pudiendo influir sobre los patrones de distribución, la abundancia de especies, patrones de dispersión, así como en el tamaño de las poblaciones (Menge y Branch, 2001).

La luz es uno de los factores abióticos más importantes que afectan a las algas y también uno de los más complejos por estudiar (Lobban, 1994). Las algas necesitan de la luz solar para llevar a cabo la fotosíntesis, sin este componente hay un declive en su crecimiento (Boynton *et al.*, 1982; Bicker *et al.*, 1999; Gallegos, 2001; May *et al.*, 2003). Lo anterior ocurre, particularmente, en ambientes cercanos a la costa, donde hay un alto nivel de partículas suspendidas que puede restringir severamente la disponibilidad de la luz (Bowers *et al.*, 2000; Mills *et al.*, 2002; Painting *et al.*, 2007).

Así también, la luz es vital para los corales, ya que ésta permite a las zooxantelas llevar a cabo la fotosíntesis. La luz adecuada para llevar a cabo este proceso va de los 30 000 a 35 0000 luxes (Cifuentes-Lemus y Torres-García 2000; Oseguera, 2004). Cuando un arrecife coralino se encuentra con poca intensidad lumínica se le atribuye regularmente a un incremento en la sedimentación a consecuencia de las partículas suspendidas. El crecimiento de algas provoca la retención de sedimento y dificultan el paso de luz hacia los corales (AIDA, 2015).

La sedimentación contribuye de manera importante en la variación de la intensidad de luz, sin embargo esta relación ha sido poco estudiada debido a que se le ha dado mayor importancia a la relación luz-profundidad (Airoldi, 2003). La variación en la intensidad de la luz altera la actividad fotosintética de las algas, lo cual tiene severas consecuencias para el mantenimiento de los hábitats submareales.

Connell (2005) realizó un estudio para evaluar los efectos positivos y negativos de la penetración de la luz y la sedimentación en la formación y mantenimiento de tres hábitats submareales donde predominaban algas coralinas costrosas, articuladas y algas cespitosas-filamentosas. Sus hallazgos más relevantes fueron que las algas coralinas costrosas monopolizan el espacio sin ser sobrecrecidas por otras, bajo condiciones de sombreado y tasas de sedimentación bajas ($\sim 1290 \text{ g m}^{-2}$ de sedimento seco). Además, el autor menciona que el crecimiento y persistencia de las algas coralinas articuladas depende de la ausencia de luz y acumulación alta de sedimentos. El reclutamiento de los céspedes filamentosos se facilitó en condiciones de alta luminosidad pero no fue afectado por la sedimentación, por el contrario, son tolerantes a cantidades las altas de sedimento en costas con influencia humana.

Stafford-Smith (1993) indica que la supervivencia de corales en condiciones de sedimentación por arriba de los $200 \text{ mg cm}^{-2} \text{ día}^{-1}$ sólo se presenta con una tasa de rechazo de sedimentos alta. Los corales en Caleta de Chón habían sostenido niveles de sedimentación alta de $1,2 \text{ kg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$ (Nava y Ramírez-Herrera, 2012), los cuales equivalen a $1,200 \text{ mg cm}^{-2} \text{ día}^{-1}$, es decir cinco veces más de lo estimado, lo cual puede provocar la degradación del sistema arrecifal.

Se sabe que junto con la luz y la alta tasa de sedimentación, las anomalías térmicas son los principales factores causantes de impactos negativos sobre los corales. El aumento en las temperaturas oceánicas del mundo de 1-2° C, ha causado que los corales se “estresen”, decoloren o blanqueen provocándoles la muerte (Hoegh-Guldberg, 1999). Hoy en día, los arrecifes enfrentan presión adicional de estrés térmico y enfermedades que están vinculadas al calentamiento global (Dahlgren, 2013).

Otro factor abiótico implicado en el deterioro de los sistemas arrecifales es el aporte de nutrientes que pueden exacerbar el crecimiento de especies competidoras por espacio como las macroalgas no calcificadas (Fabricius *et al.* 2005; McClanahan *et al.* 2002). Históricamente se ha planteado que las algas que se desarrollan en los arrecifes coralinos están limitadas por los nutrientes necesarios para el óptimo desarrollo de estos ecosistemas (Bell, 1992; Lapointe, 1997). Por otro lado, las algas pueden aumentar el potencial de crecimiento de corales con un incremento en la disponibilidad de nutrientes, siempre y cuando los herbívoros no hayan sido afectados (Lapointe, 1997). También se ha propuesto que el incremento de los nutrientes favorece el crecimiento de algas bentónicas carnosas y filamentosas, las cuales podrían generar el desplazamiento o mortalidad de los corales (Steneck, 1998; Márquez y Díaz, 2005; Kuffner *et al.*, 2006).

En muchas zonas costeras del mundo la actividad humana ha provocado un incremento en la entrada de nutrientes a los ecosistemas (Schaffelke, 1999). Este fenómeno puede ocasionalmente provocar eutrofización, término que describe un proceso mucho más complejo que involucra cambios físicos, químicos y biológicos en el ecosistema (Nixon, 1995). El aporte de nutrientes en exceso afecta la condición de los arrecifes de coral a través de efectos fisiológicos directos en los corales, tales como la reducción en el crecimiento o en la tasa de reproducción a través de efectos en la simbiosis coral-zooxantelas que aumentan la susceptibilidad a blanquearse y a adquirir una enfermedad infecciosa (Fabricius, 2005). Los efectos fisiológicos indirectos en la estructura de la comunidad del arrecife de coral ocurren vía la estimulación del crecimiento de las algas, promoviendo su dominancia en los ambientes arrecifales y superando la cobertura de los corales. Este fenómeno, conocido como cambio de fase en los arrecifes coralinos (coral-alga), ha sido atribuido principalmente a los efectos de un aumento de la disponibilidad de nutrientes y a la reducción de la abundancia de los herbívoros por sobrepesca y enfermedades (Done, 1999; Hughes, 1994; Lapointe, 1997).

El estudio de Haas y Wild (2010) reveló que tanto las altas concentraciones de amonio así como la de nutrientes orgánicos, estimulan el crecimiento de las algas, mientras que en los corales se redujo la pigmentación del tejido y el contenido de clorofila de las zooxantelas se redujo significativamente. Debido a que la comunidad coralina actúa como una trampa para los nutrientes, los arrecifes de coral son un oasis de producción en un mar pobre en nutrientes (Odum y Odum, 1955; Smith y Smith, 2001).

Se han propuesto dos modelos (Littler y Littler, 1984; Birkeland, 1977) que predicen que un incremento en la entrada de nutrientes provoca la disminución del desarrollo de corales debido a la competencia con las algas. En el modelo de Littler y Littler (1984) basado en una zona intermareal bajo un incremento de nutrientes, las macroalgas dominan solamente si los herbívoros disminuyen y las algas costosas coralinas prevalecen si los herbívoros aumentan. En el modelo de Birkeland (1977), por otro lado, con un aumento de las concentraciones de nutrientes las macroalgas dominarán tanto sobre los corales, como sobre las algas costosas. Los nutrientes pueden estimular el crecimiento de determinados grupos de algas mientras que en otros no se producen cambios (Smith y Smith, 2001; Szmant, 2002; Thacker *et al.*, 2001).

JUSTIFICACIÓN

Las actividades humanas en la zona costera están incrementando el aporte de sedimentos hacia los ecosistemas marinos poniendo en riesgo su equilibrio. En pocas décadas ha habido un incremento masivo de descargas terrestres de sedimentos y nutrientes al mar (Airoldi, 2003; Gorgula y Connell, 2004). La acumulación de sedimentos provoca enterramiento y asfixia a los organismos bentónicos alterando la estructura y dinámica de las comunidades. Además, las nuevas condiciones creadas por el aumento de la sedimentación causan la dominancia de céspedes algales filamentosos.

Zihuatanejo es un importante destino turístico que debido a la creciente mancha urbana y a la creación de zonas hoteleras cercanas a la costa, se ha incrementado el aporte de sedimento hacia los arrecifes coralinos de la región, el cuál es retenido por las algas, sin que hasta ahora haya sido evaluado su efecto sobre estas comunidades.

Con los conocimientos generados a partir de la presente investigación será posible elaborar programas de monitoreo y planes de conservación de los recursos marinos de la región. Por lo tanto, la presente tesis, que es parte del proyecto “Estructura y dinámica de los ensambles de macroalgas en arrecifes coralinos con diferentes regímenes de sedimentación en Zihuatanejo, Guerrero”, se planteó con el objetivo de determinar la relación entre los regímenes de sedimentación y la estructura y dinámica de los ensambles macroalgales del arrecife Caleta de Chón.

HIPÓTESIS

- 1) Tasas de sedimentación altas:
 - a) Reducen la riqueza de macroalgas
 - b) Favorecen la dominancia de especies filamentosas
 - c) Incrementan la cobertura de los céspedes algales (los céspedes tienen el mayor valor de importancia)
 - d) Disminuyen la cobertura coralina.
- 2) Concentraciones altas de nutrientes incrementan la cobertura de los céspedes.
- 3) La acumulación de sedimentos reduce la cantidad de luz.

VI. OBJETIVOS

VI.I OBJETIVO GENERAL

Determinar el efecto de la sedimentación sobre la estructura de los ensambles algales en Caleta de Chón, Zihuatanejo.

VI.II OBJETIVOS PARTICULARES

- Determinar la estructura de los ensambles algales a través de los parámetros estructurales de composición, riqueza, cobertura, frecuencia y valor de importancia durante cinco fechas de muestreo.
- Elaborar la caracterización ambiental del arrecife Caleta de Chón a través de factores físicos como nutrientes, sedimentación, luz y temperatura del agua.
- Establecer la correlación entre los grupos de macroalgas, las especies de coral y los factores físicos como parte de la caracterización ambiental.

ÁREA DE ESTUDIO

Este trabajo fue realizado en el arrecife localizado en Caleta de Chón (17°36' 883" N, 101°33' 300" O), Zihuatanejo en el Estado de Guerrero (Fig.1). Este arrecife corresponde a lo que se denomina, tradicionalmente, como "arrecifes en franja o bordeante" debido a que se encuentran en la cercanía de la costa (Glynn y Leyte 1997; Cariquiry y Reyes-Bonilla 1997). Tiene una orientación SO-NE, un fondo rocoso cubre la periferia total que mide 180 x 50 m y un fondo de arena ocupa el centro de la Caleta con una profundidad máxima de 13 m (Nava y Ramírez-Herrera, 2011; Rodríguez *et al.*, 2011).

Existen colonias de coral en ambos márgenes de la caleta, con mejor desarrollo en el lado este. Presenta crecimiento coralino importante en cuanto a su extensión horizontal ya que cubre desde la orilla hasta los 6 m de profundidad, sin embargo el crecimiento vertical se ve reducido y no pasa de 0.5 m de espesor (Zamorano y Leyte-Morales, 2009). Se ha reportado 13 especies de coral pertenecientes a tres géneros: *Pocillopora capitata*, *P. damicornis*, *P. effusa*, *P. eydouxi*, *P. inflata*, *P. meandrina*, *P. verrucosa* y dos especies reportadas como *Pocillopora sp. A* y *Pocillopora sp. B*, *Porites lobata*, *Porites panamensis*, *Pavona gigantea* y *Pavona clavus* (López-Pérez *et al.*, 2012). Se ha detectado que en el arrecife, se ha intensificado el aporte de sedimentos terrestres debido al reciente desarrollo urbano en sus alrededores (Nava y Ramírez-Herrera 2011), por lo que el sitio se encuentra afectado por el escurrimiento de gran cantidad de tierra y la erosión costera en los últimos siete años.

En la zona costera del Estado de Guerrero, particularmente en Ixtapa-Zihuatanejo, los vientos en la época de lluvias son provenientes del sureste y durante la época de sequías predominan los del noreste provocando un cambio en la corriente litoral debido al oleaje (Briones y Lozano, 1977; Yañez-Arancibia, 1978). Se presenta oleaje de alta energía y de baja energía; el oleaje de baja energía, con periodos de 7 segundos, tiende a construir depósitos en la meso-playa y supra-playa. El oleaje de alta energía, de 12 a 18 segundos, es de carácter violento, y en general remueve material de las playas, favoreciendo el transporte litoral. Las zonas rocosas son lavadas y disipan la energía del oleaje. El oleaje más frecuente en Ixtapa-Zihuatanejo es el proveniente del SE y SSE con periodos de 15 a 18 segundos principalmente; sin embargo se han observado periodos de 21 y 22 segundos en temporada de huracanes y tormentas tropicales. Los patrones de oleaje de alta energía son, por lo general, en verano (CONACYT- SECTUR, 2012).

El clima del área corresponde al subtipo Aw o (W)i (García, 1973), es decir, cálido subhúmedo con dos periodos de lluvias separados por sequías intraestivales (canícula), con lluvias abundantes en verano y escasas lluvias invernales (menos del 5 % del total anual), así como temperaturas relativamente altas de valores máximos de 32°C en verano y mínimo de 20°C en primavera (Tovar y Sánchez, 1974). Baqueiro (1975) registró para esta misma zona valores de temperatura máxima de 30°C a finales del verano y mínima de 23°C al inicio de primavera. Briones y Lozano (1977) reportaron una temperatura superficial de 30.8°C durante el verano y un mínimo de 24.4°C en primavera. Estos rangos de temperatura están en los óptimos para los corales de la región (Tunnell Jr. *et al.*, 2007).

La precipitación pluvial anual es de 1103 mm (Nava y Ramírez-Herrera 2011), el mes de febrero tiene una precipitación de 0 mm y el mes de julio tiene una precipitación de 1000 mm.



Fig. 1. Ubicación geográfica de la Bahía de Zihuatanejo mostrando el sitio de investigación (Caleta de Chón).

METODOLOGÍA

VIII.I Trabajo de campo

Los muestreos se llevaron a cabo en el arrecife de Caleta de Chón, Zihuatanejo durante los meses de mayo y julio (época de lluvias) y febrero, noviembre y diciembre (época de secas) del 2014.

El área de estudio fue dividida en dos sitios definidos por la profundidad; sitio 1= zona profunda con una profundidad de 5.13m y sitio 2= zona somera con una profundidad de 4.43m.

VIII.I.I Muestreo

Se realizó una salida prospectiva en febrero con el objetivo de definir el tamaño de la unidad muestral, el tamaño mínimo de muestra y el esfuerzo de colecta así como la colocación de trampas de sedimento. Durante febrero se instalaron ocho unidades de muestreo de 30 x 30 cm divididos en nueve subcuadros de 10 x 10 cm (que en total suman un área de 900 cm²) (Fig. 2a).

Para reducir esfuerzo y abarcar una mayor área se decidió que las unidades de muestreo serían de 20 x 20 cm divididos en cuatro subcuadros de 10 x 10 cm (con área de 400 cm²) (Fig. 2b). En los meses de mayo, julio, noviembre y diciembre se colocaron aleatoriamente de 12 a 16 unidades de muestreo de 20 x 20 cm. El número de unidades de muestreo varió en función de las condiciones ambientales. En cada sitio (somero y profundo se colocaron de 6 a 8 unidades de muestreo) (Fig. 2b).

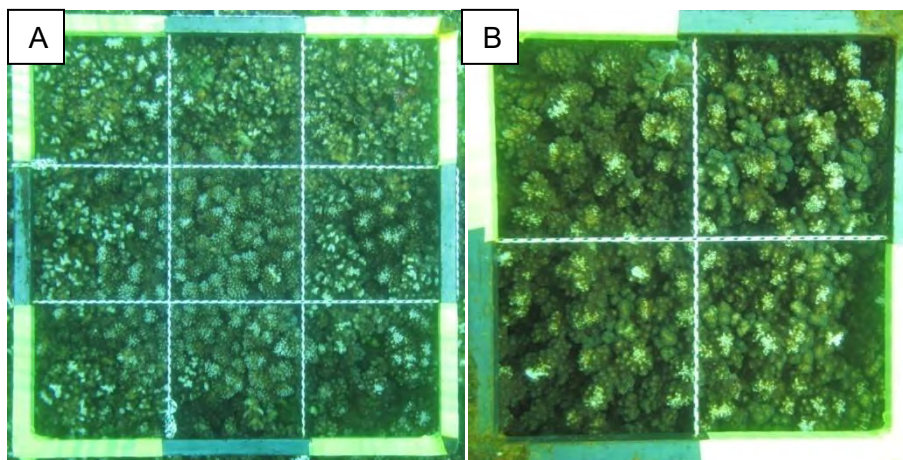


Fig. 2. A) Unidad de muestreo de 30 x 30 cm con 9 subcuadros de 10 x 10 cm (izquierda).

B) Unidad de muestreo de 20 x 20 cm subdividido en 4 subcuadros de 10 x 10 cm (derecha).

VIII.I.II Registro fotográfico de las unidades de muestreo

Se realizó el registro fotográfico de todas las unidades de muestreo con una cámara CANON10 de 15 MG subacuática para identificar a las especies de coral y a los grupos algales, así como para cuantificar la cobertura de los mismos.

Se obtuvieron 72 fotografías en febrero, 48 en mayo, 64 en julio, 48 en noviembre y 48 en diciembre. En total se tomaron 280 fotografías durante el periodo de muestreo.

VIII.I.III Recolecta de algas

La colecta de algas se realizó manualmente con un cincel, martillo y pinzas de laboratorio. Se recolectaron las algas de los subcuadros que las contenían, las muestras se colocaron en bolsas de plástico previamente etiquetadas y se registró en una tabla de acrílico los siguientes datos: número de muestra, unidad de muestreo, subcuadro, fecha de recolección, nombre del recolector.

VIII.I.IV Sedimento

Se instalaron ocho trampas al azar para cada fecha muestreada (4 trampas en cada sitio). Las trampas consistieron de cilindros de acrílico transparentes, con una relación de 21 cm de largo y 7 cm de diámetro, guardando la proporción de 3:1 para evitar la resuspensión con un volumen de 800ml.

VIII.I.V Nutrientes

En cada fecha se recolectaron 4 muestras de agua, dos en la parte superficial del agua y dos en la zona profunda (durante la inmersión). Las muestras fueron trasladadas en frío al laboratorio para la cuantificación de nutrientes.

VIII.I.VI Luz y temperatura

Para cuantificar la luz y temperatura se utilizaron sensores HOBOS tipo colgante de 64k de memoria, Modelo UA-002. Un HOBO fue colocado en la base interior de cada trampa. Cada HOBO fue previamente programado para registrar luz (lum/ft^2) y temperatura ($^{\circ}\text{C}$) cada 3 minutos durante el tiempo que permanecieron sumergidos hasta que fueron retirados del fondo. En promedio, los sensores estuvieron en el fondo seis días.

Se compararon los datos de temperatura obtenidos en el presente estudio con los del National Environmental Satellite, Data, And Information Service del National Oceanic and Atmospheric Administration (NOOA/NESDIS), que corresponden a la temperatura del mar frente a las costas de Guerrero.

VIII.II Trabajo de laboratorio

VIII.II.I Preservación de algas

Se llevó a cabo la fijación de muestras de algas en formol glicerinado al 4% con agua marina para su posterior identificación taxonómica y se colocaron en envases de plástico previamente etiquetados (localidad, sitio, colector, fecha, número de muestra y número PTM-Pacífico Tropical Mexicano [número de referencia de la Colección de algas en líquido de la sección de algas del herbario de la Facultad de Ciencias, UNAM, FCMEMex]).

VIII.II.II Identificación taxonómica de algas

Se empleó un microscopio óptico (OLYMPUS Modelo BX51) y un estereoscópico (OLYMPUS Modelo SZ2-ILST y SZ31-RTSF) para la identificación taxonómica de algas en el Laboratorio de Ficología de la Facultad de Ciencias-UNAM, así como en la Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación, Zihuatanejo (UMDIZ) de la misma facultad. Se hicieron observaciones de los talos completos de las macroalgas y de cortes histológicos. A partir de dicha información se determinó la identidad de las especies con la ayuda de claves taxonómicas (Abbott y Hollenberg, 1971; Candelaria, 1985; Dawson, 1945; 1953; 1954; 1960; 1962; 1963; Hollenberg y Dawson, 1961; Mateo-Cid y Mendoza-González, 2012; Norris y Johansen, 1981; Rodríguez y López, 2008; Taylor, 1945; 1960; Senties-Granados y Dreckmann, 2002; Pedroche *et a.*, 2003) y de la descripción original de las especies. El listado taxonómico de las especies se encuentra en el Anexo 1.

VIII.II.III Identificación taxonómica de corales

La identificación de las especies de corales se llevó a cabo utilizando las descripciones de Veron (2007) del género *Pocillopora*.

VIII.II.IV Cuantificación de sedimentos

Las trampas de sedimento fueron colocadas con un periodo promedio de entre seis y siete días. Se realizó la separación de sedimento contenido en las trampas con una malla (utilizadas para red de plancton) con luz de 250 μ , se clasificó en sedimento fino (<250 μ) y sedimento grueso (>250 μ). Se tomó una alícuota de 10 ml del sedimento fino y se filtró con filtros de micro fibra "all-glass" Whatman Millipore GSWP (0.22 μ m de luz y 47 mm de diámetro) previamente pesados. Las mallas y los filtros con el sedimento fueron secados en un horno de convección mecánica marca HINOTEC Modelo DHG-9145A a una temperatura de 60°C durante 24 hrs. Después de este periodo, el sedimento de filtros y mallas fue pesado en una balanza digital (Sartorius Modelo BL210S con una precisión de 0.015g), éste procedimiento se realizó hasta obtener un peso constante.

Se calcularon las tasas de sedimentación fina, gruesa y total con la siguiente fórmula:

$$\text{Sedimentación (gr m}^{-2}\text{día}^{-1}) = \frac{PS}{(AT)(T)}$$

Dónde:

PS = Peso seco del sedimento

AT = Área de la trampa (m^2)

T = Tiempo de exposición (horas)

VIII.II.V Nutrientes

Se determinó la concentración de nitratos, fosfatos y amonio mediante procedimientos colorimétricos con un equipo HACH DR/890, utilizando los reactivos correspondientes: ammonia salicylate reagent, ammonia cyanurate, nitrover6, nitrate reagent, phos Ver 3 phosphate reagent.

VIII.II. VI Luz y temperatura

Se obtuvieron los datos de luz y temperatura a partir de sensores HOBO. En cuanto a la luz, se realizó una depuración de los datos obtenidos, eliminando los valores de cada noche debido a que son registros con 0 lum/ft² (la hora con registro de 0 lum/ft² varió en función de la época del año).

VIII.III Trabajo de gabinete

VIII.III.I Coberturas algales y de corales

Se obtuvieron los datos de cobertura de algas por grupo funcional (filamentosas, ramificadas, articuladas, costrosas y laminares) y especies de corales (*Pocillopora verrucosa*, *P. damicornis*, *P. effusa*, *P. meandrina* y *P. capitata*), por fecha y profundidad.

A partir de las fotos obtenidas de los subcuadros de 10 x 10 cm (0.10 m²), se cuantificó el área de cobertura de los grupos algales y de las especies de corales para cada una de las unidades de muestreo.

La cobertura de algas por grupo funcional y de los corales pétreos se determinó mediante censo visual sumando el área de todas las unidades de muestreo para tener la cobertura total.

$$\sum 4 \text{ o } 9 \text{ subcuadros} = \text{Cobertura total del cuadro (unidad de muestra)}$$

4 subcuadros en cuadrantes de 20 x 20 cm
9 subcuadros en cuadrantes de 30 x 30 cm

En cada subcuadro se editó mediante el programa Windows Live Media Editor 2007 una cuadrícula (que se superpuso a las fotografías) para obtener las áreas de cobertura algal y de coral de manera más precisa (Fig.3).

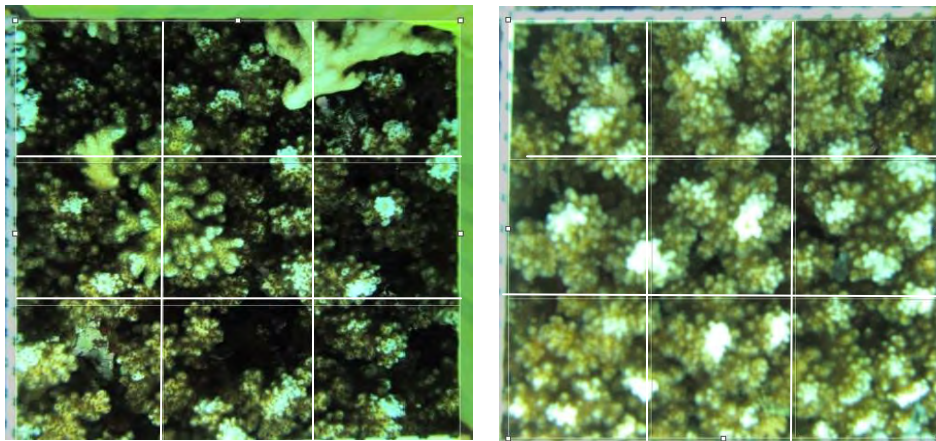


Fig. 3. Ejemplo de la división de cuadrícula de las fotos tomadas para los subcuadros en cada unidad de muestreo.

VIII.III.II Análisis de datos

Se elaboraron diagramas de barras y diagramas de caja para observar la variación de las coberturas en los diferentes grupos funcionales de macroalgas y en las diferentes especies de coral (componentes del paisaje), a través del periodo de estudio. Se utilizó en los diagramas el error estándar de la muestra para puntualizar la desviación estimada del error entre los diferentes grupos funcionales y de corales, y así poder comparar entre estos la variabilidad de la cobertura estandarizando el tamaño de muestra y el tamaño del componente del paisaje.

Riqueza específica

La riqueza específica (S) es la forma más sencilla de medir la biodiversidad, se basa únicamente en el número de especies presentes en una muestra (Moreno, 2011).

Considerando el número total de especies presentes en una muestra:

$$\text{Riqueza específica (N}_0\text{)} = S$$

Dónde:

S= Número de especies observadas en una muestra.

Frecuencia absoluta y frecuencia relativa

Se utilizaron los datos de presencia-ausencia para obtener la frecuencia absoluta y frecuencia relativa de cada especie en las cinco fechas.

La frecuencia se define como el número total de registros de una especie en cada unidad muestral.

Se denomina a la frecuencia absoluta (Fa) como el número de unidades muestrales (m_i) en que aparece la especie A entre el número total de unidades muestrales (M).

$$\text{Frecuencia absoluta (Fa)} = \frac{m_i}{M}$$

Donde:

m_i = Unidades muestrales en las que aparece la especie A

M= Número total de unidades muestrales

La frecuencia relativa se define como la frecuencia absoluta de la especie A entre la sumatoria de las frecuencias absolutas de todas las especies.

$$\text{Frecuencia relativa (Fr)} = \frac{F_a}{N}$$

Dónde:

F_a = Frecuencia absoluta

N = Sumatoria de las frecuencias absolutas de todas las especies

Valor de importancia

En este trabajo, el valor de importancia fue calculado con la frecuencia relativa y cobertura de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$VI = \frac{\text{Cobertura(m}^2\text{)} + \text{Frecuencia relativa}}{200}$$

Análisis de varianza Kruskal-Wallis

Se elaboraron diagramas de barra considerando la media y el error estándar para observar la variación de las coberturas en los diferentes grupos funcionales de macroalgas y de corales.

Con base en la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (medianas) se demostraron las diferencias significativas entre los grupos funcionales de algas.

Análisis de correspondencia sin tendencia (DCA)

Usando el análisis de correspondencia sin tendencias (Detrended Correspondence Analysis: DCA) con el paquete PC ORD 5 (Decorana), se ordenó a las especies con base a la matriz de presencia-ausencia en las fechas de muestreo.

Coefficiente de correlación de rango de Spearman: r_s

La relación entre la cobertura algal y coralina y los factores físicos (tasa de sedimentación, luz, temperatura y nutrientes) fue examinada usando el coeficiente de correlación de Spearman, r (rho).

RESULTADOS

IX.I Macroalgas

IX.I.I Riqueza

Se registraron 47 especies de algas (ANEXO 1) en las 99 muestras analizadas, de las cuales 27 especies pertenecen a Rhodophyta, 15 especies a Chlorophyta, 3 especies a Cyanophyta y 2 especies a Ochrophyta (Fig. 4).

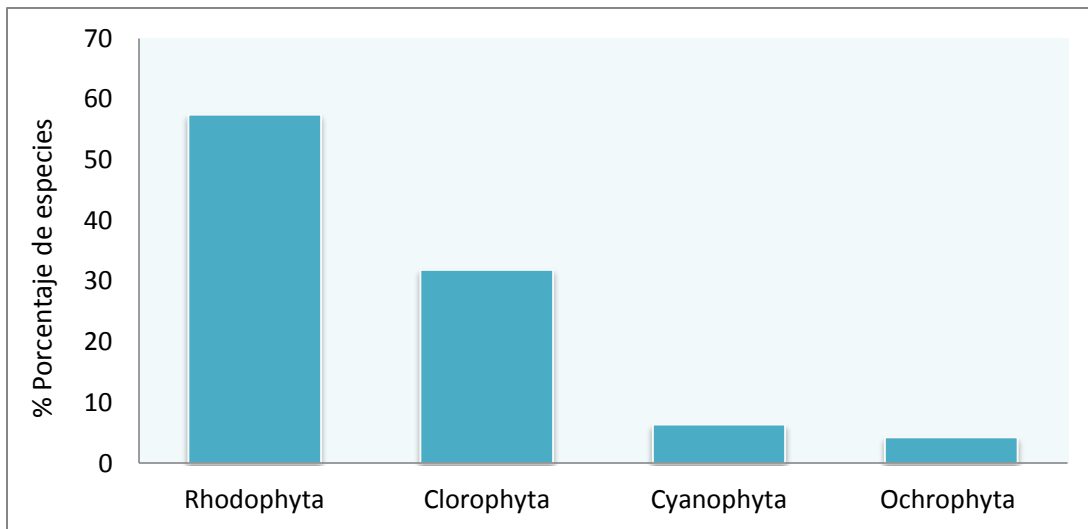


Fig 4. Porcentaje de especies por división algal en Caleta de Chón, Zihuatanejo.

La riqueza (S) fue mayor en los meses secos, noviembre y diciembre con 28 y 33 especies respectivamente. Los meses con menor riqueza fueron febrero con 22 especies (época de secas) y mayo con 18 (época de lluvias) (Fig. 5).

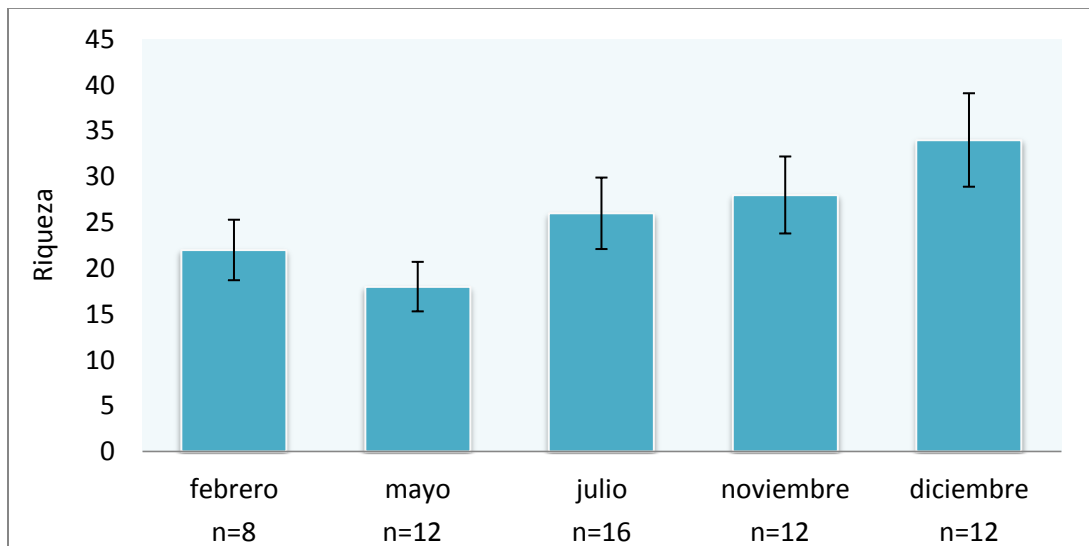


Fig. 5. Riqueza de especies (S) algales a lo largo del año de estudio.
n= número de unidades de muestreo.

IX.1.II Composición

Se encontraron ocho especies presentes en las cinco fechas de muestreos: *Amphiroa beauvoisii*, *Cladophora microcladioides*, *Derbesia marina*, *Gayliella flaccida*, *Hypnea spinella*, *Lithophyllum* sp, *Rhizoclonium* aff. *riparium* y *Ulva flexuosa*.

Se encontraron 15 especies únicamente en una fecha de muestreo, las cuales fueron consideradas como especies raras, 13 de ellas corresponden a épocas de lluvias (*Asteronema breviarticulatum* , *Audouinella* sp., *Cladophora fascicularis*, *Cladophora glomerata*, *Cladophora* sp3, *Cladophora* sp4, *Gelidium crinale*, *Gelidium* sp., *Grateloupia* sp., *Lyngbya* sp., *Porphyra* sp., *Scytonema* sp., y *Spacelaria rigidula*) y dos a épocas de secas (*Ceramium zaca*e y *Cladophora pinnata*).

IX.1.III Grupos algales

Los grupos de algas encontrados en la localidad a lo largo del estudio fueron filamentosas, ramificadas, articuladas, costrosas y laminares. Las filamentosas tuvieron el mayor porcentaje de especies (56.25%, 27 especies), el resto de los grupos tuvieron un porcentaje notablemente menor. (Fig. 6).

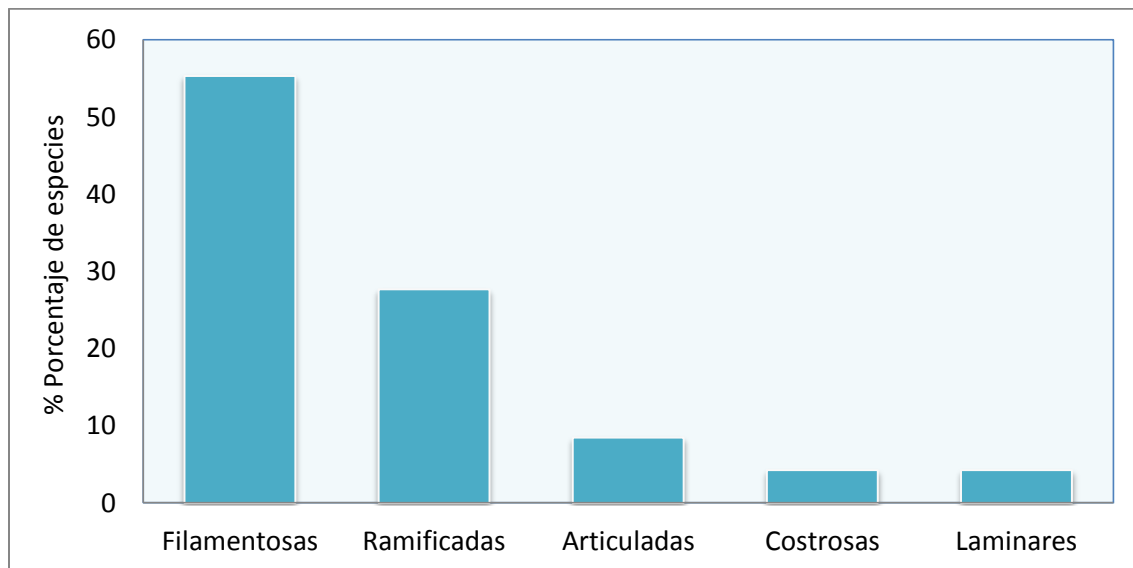


Fig. 6. Porcentaje de especies algales clasificadas por grupos funcionales.

IX.I.IV Cobertura de grupos algales

Los céspedes y las articuladas presentaron la mayor cobertura a lo largo del año, de 0.072 m² y 0.055 m² respectivamente (Fig.7).

La variación temporal de las coberturas absolutas de cada grupo algal se muestra en la Tabla 1.

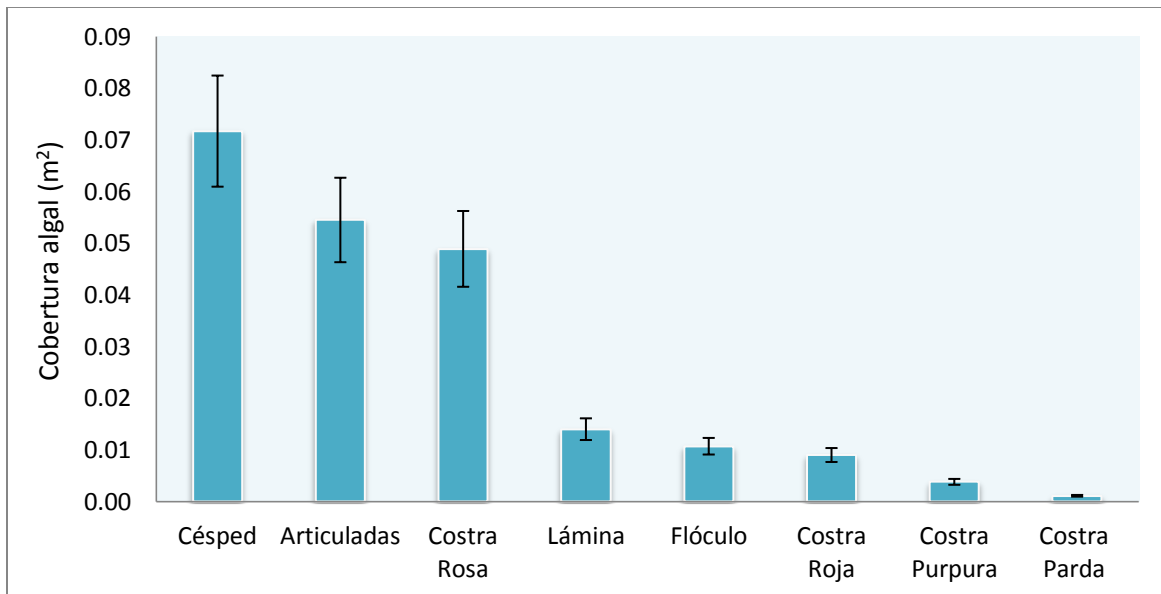


Fig. 7. Cobertura algal a lo largo del año muestreado.

Tabla 1. Coberturas algales (m²) durante las diferentes fechas de muestreo.

	Lámina	Articuladas	Flóculo	Costra Púrpura	Costra Roja	Costra Rosa	Costra Parda	Césped
febrero	0.0013	0.0088	-	-	0.0039	0.0258	-	0.0202
mayo	0.0007	0.0158	-	-	0.0005	0.0073	0.0008	0.0142
julio	0.0009	0.0157	0.0022	0.0011	0.0013	0.0052	-	0.0074
noviembre	0.0029	0.0071	0.0006	0.0003	0.0013	0.0073	0.0003	0.0161
diciembre	0.0082	0.0071	0.0079	0.0024	0.0020	0.0033	-	0.0138
Anual	0.014	0.055	0.011	0.004	0.009	0.049	0.001	0.072

Los grupos presentes durante el estudio fueron láminas, articuladas, costra roja, costra rosa y céspedes. Tres grupos tuvieron la mayor cobertura, costra roja en febrero (0.0039 m²), articuladas en mayo y julio (0.0158 m² y 0.0157 m² respectivamente) y céspedes en noviembre y diciembre (0.0161 m² y 0.0138 m² respectivamente), lo cual muestra que las articuladas son predominantes en la temporada de lluvias y las costrosas rojas y los céspedes son característicos de secas (Fig.8).

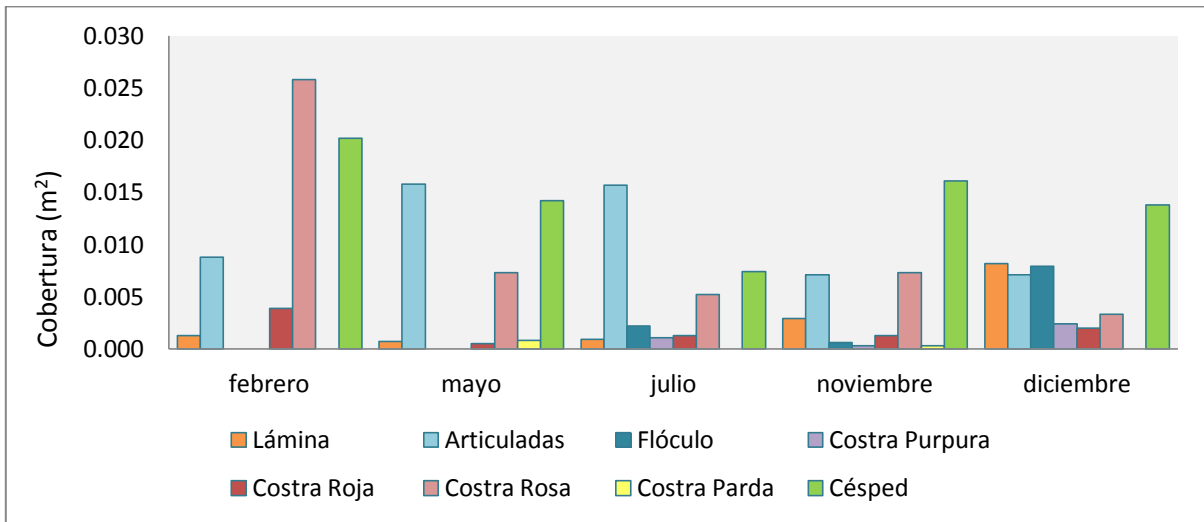


Fig.8. Cobertura (m²) anual por grupo algal.

Cobertura anual

Los grupos algales con mayor variación a lo largo de las fechas muestreadas fueron las pardas, costrosas rosas y floculos¹ (Fig. 9). Se encontraron diferencias significativas entre los grupos algales a lo largo de las fechas muestreadas. (Kruskal-Wallis, $p= 0.0005$).

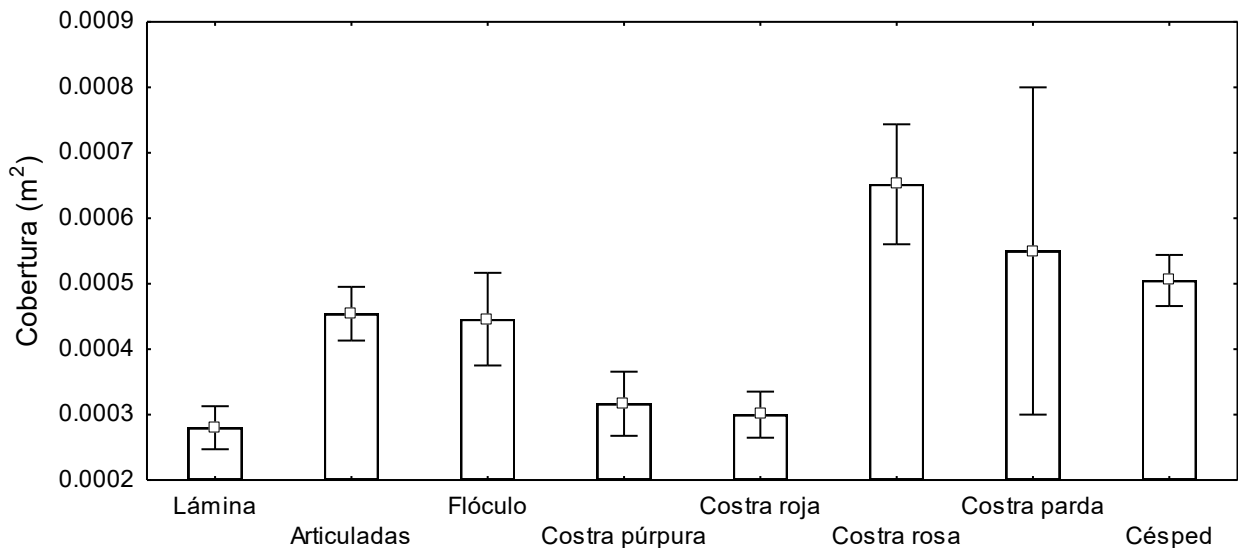


Fig. 9. Cobertura media (± error estándar) de los grupos de algales en Caleta de Chón a lo largo del año.

¹ El flóculo biológico es un conglomerado de células vivas y muertas, colonias de algas filamentosas, sales precipitadas, partículas inorgánicas como arenas y fibras orgánicas. Todos unidos en una matriz, que incluye polímeros orgánicos segregados por bacterias.

Cobertura por fecha de muestreo

Los grupos con mayor cobertura para el mes de febrero (secas) fueron costra rosa y el césped (Fig.10), los grupos restantes, láminas, articuladas y costra roja tuvieron una cobertura considerablemente menor. No se registraron flóculos, costra púrpura ni costra parda (Tabla 1).

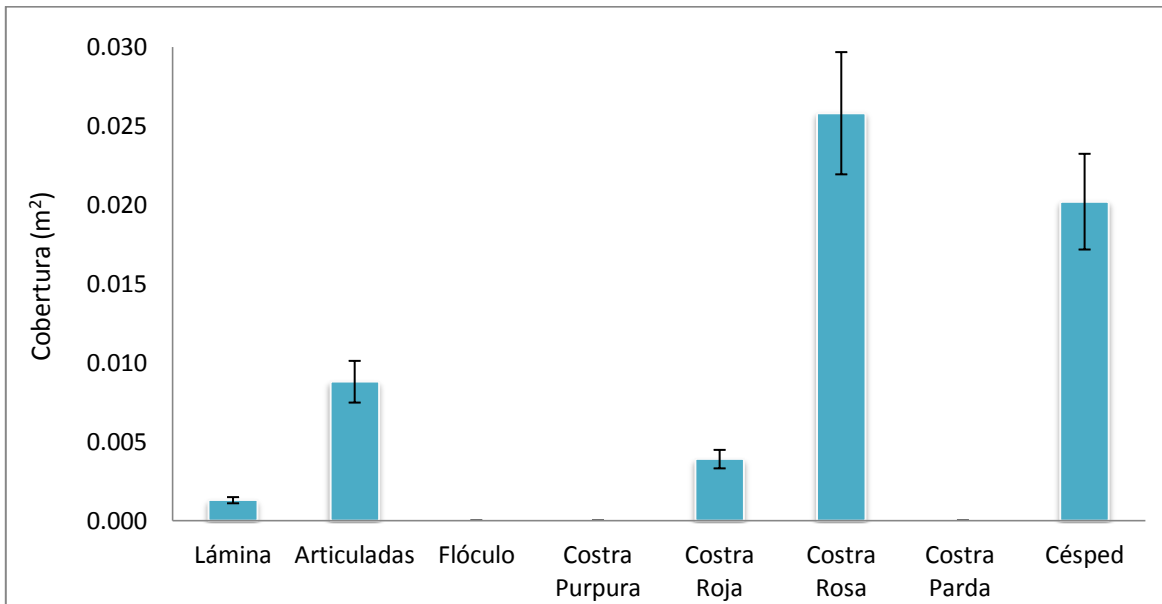


Fig. 10. Cobertura de los grupos algales de febrero en Caleta de Chón.

En mayo (lluvias) predominaron las algas articuladas, la costra rosa y el césped. Las costras púrpura y los flóculos no se presentaron.

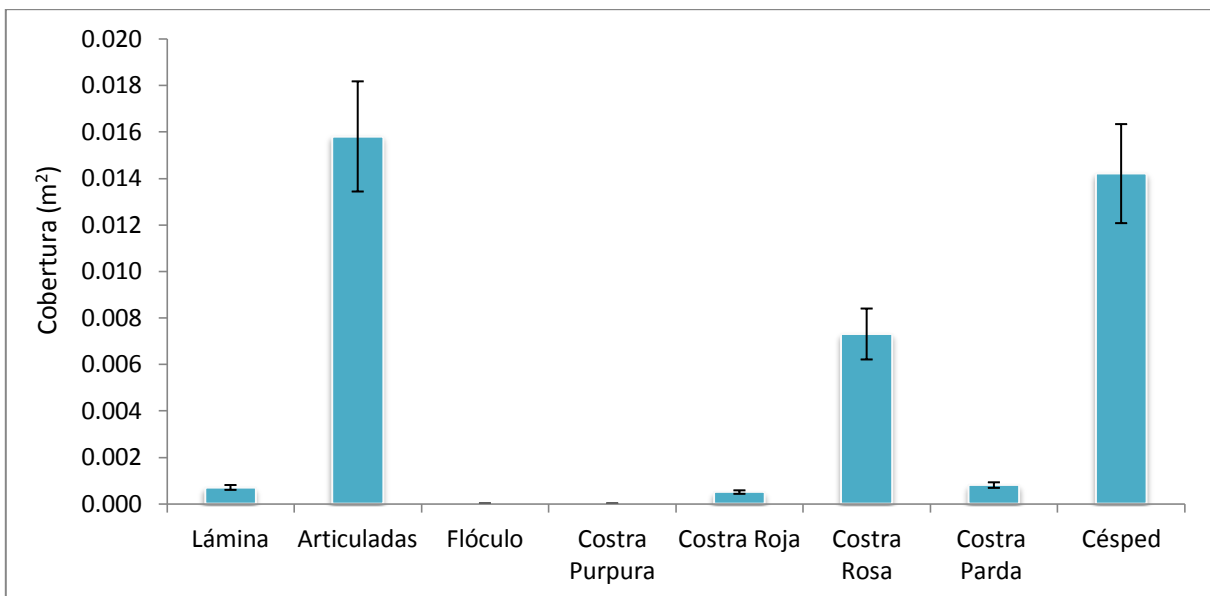


Fig. 11. Cobertura de los grupos algales en mayo en Caleta de Chón.

En el mes de julio (lluvias), las articuladas y el césped tuvieron las coberturas más altas, los grupos restantes tuvieron una cobertura menor (Tabla 1), en este mes el único grupo ausente fue el de las costras pardas.

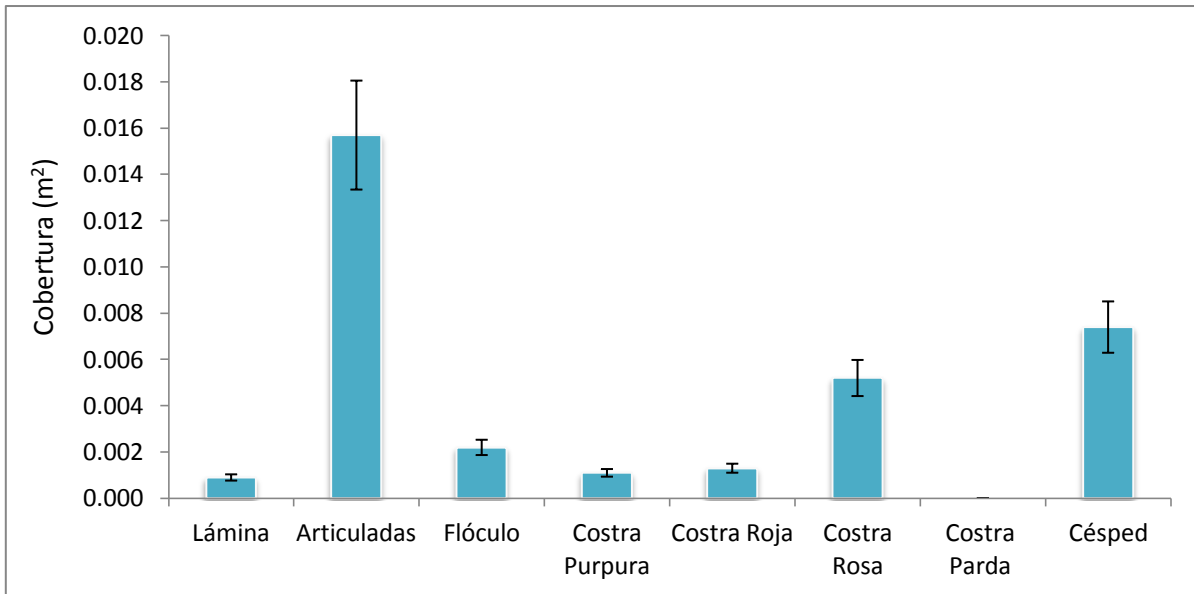


Fig. 12. Cobertura de los grupos algales en julio en Caleta de Chón.

Se observó la presencia de todos los grupos algales en noviembre (secas). La costra rosa y el césped tuvieron las coberturas más altas, los grupos restantes tuvieron coberturas bajas y con ligeras variaciones entre ellos.

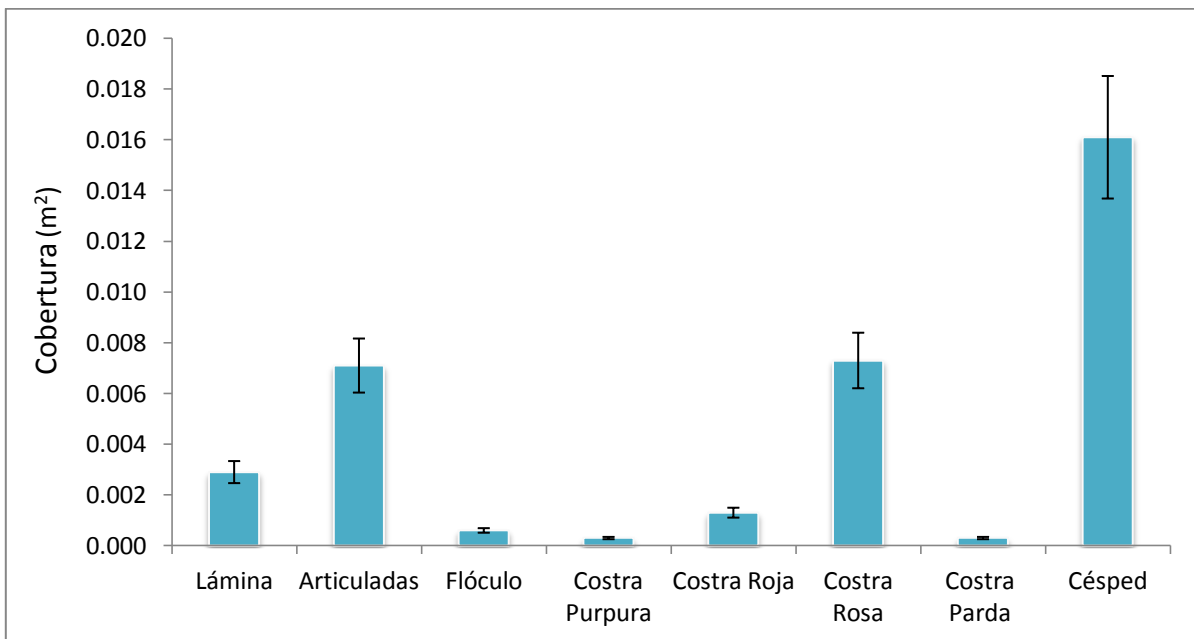


Fig. 13. Cobertura de los grupos algales en noviembre en Caleta de Chón

Los grupos con mayor cobertura para el mes de diciembre (secas) fueron céspedes, y flóculo, los grupos restantes mostraron ligeras variaciones entre ellos, el único grupo ausente para esta fecha fue costra parda.

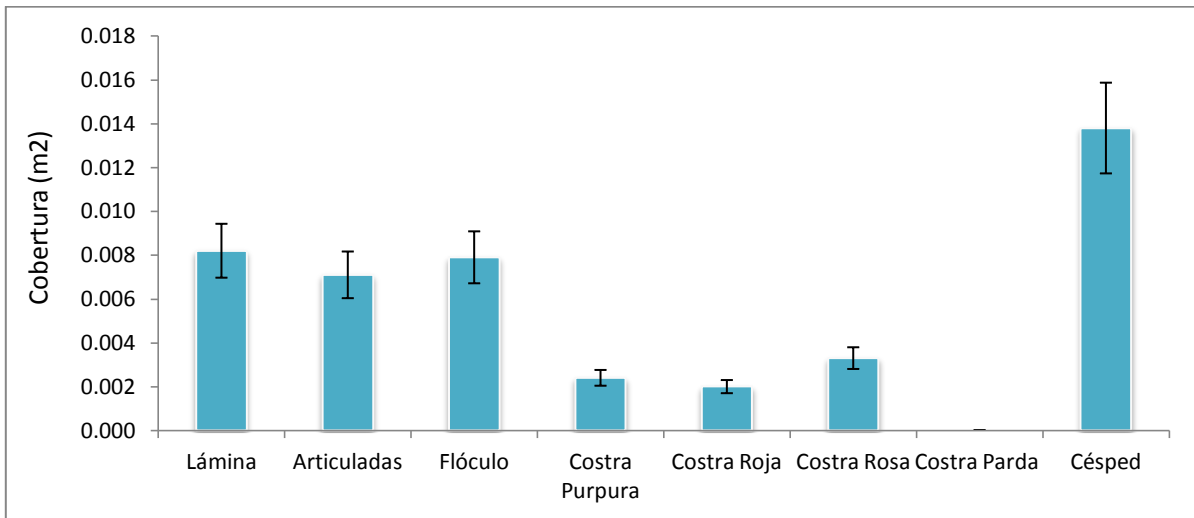


Fig. 14. Cobertura de los grupos algales en diciembre en Caleta de Chón.

IX.I.V Frecuencia relativa de grupos algales

El grupo de las filamentosas tuvo la frecuencia relativa más alta, con un valor cuatro veces mayor que los grupos restantes (Tabla 2).

Tabla 2. Frecuencia relativa de los grupos funcionales (Littler y Littler, 1980) de las algas arrecifales en Caleta de Chón para el año 2014.

Grupo Funcional	Frecuencia relativa
Filamentosas	0.52
Ramificadas	0.18
Articuladas	0.13
Costrosas	0.10
Láminas	0.07

Las especies fueron agrupadas en tres categorías de acuerdo con su valor de frecuencia relativa; en alta (0.126-0.018), media (0.16-0.006) y baja (0.004-0.002), las especies con valor de frecuencia más alta fueron *Derbesia marina* [filamentosa (0.120)], *Lithophyllum* sp. (0.83), *Cladophora microcladioides* [filamentosa (0.70)], y *Gayliella flaccida* [filamentosa (0.70)]. Entre las especies con FR media se encuentran *Amphiroa misakiensis* (0.028), *Grateloupia* aff. *multiphylla* (0.021), *Amphiroa rigida* (0.011) y *Pterocladia bulbosa* (0.009). Las especies con una FR baja fueron: *Asteronema breviarticulatum* (0.004), *Ceramium zacaе* (0.003), *Audouinella* sp. (0.002), *Scytonema* (0.002), *Cladophora fascicularis* (0.002), todas ellas filamentosas (Fig. 14). La frecuencia relativa de cada especie por fecha de muestreo se muestra en la Tabla 3.

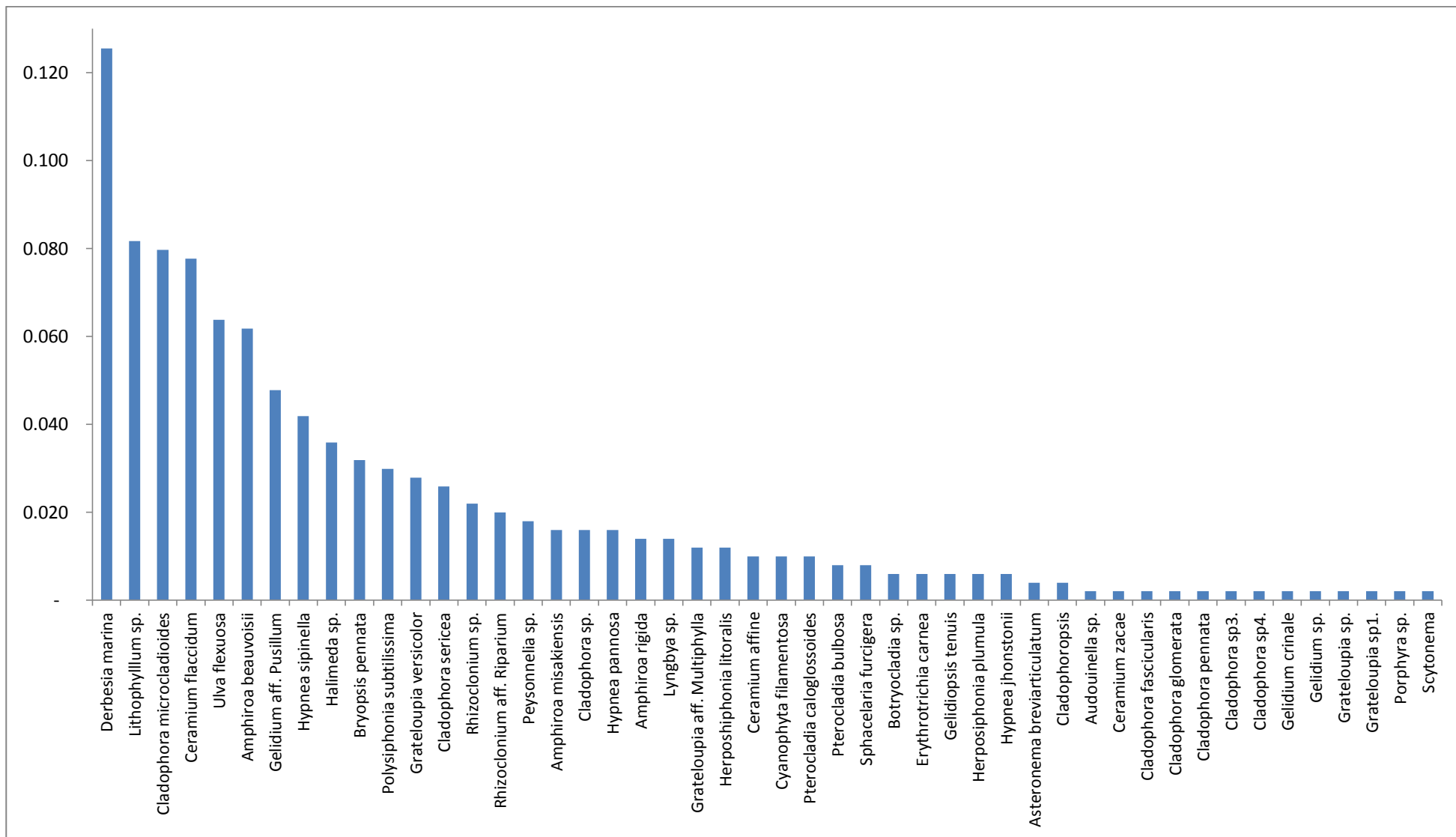


Fig.14. Frecuencia relativa anual de las especies de algas encontradas en Caleta de Chón durante el año 2014.

Tabla 3. Frecuencia relativa de las especies algales por fecha de muestreo.

Art= Articuladas, Fil=Filamentosas, Lam=Laminares, Cos= Costrosas, Ram= Ramificadas.

Especie	Grupo Funcional	Febrero	Mayo	Julio	Noviembre	Diciembre
<i>Amphiroa beauvoisii</i>	Art	0.10	0.06	0.06	0.04	0.06
<i>Amphiroa misakiensis</i>	Art	-	0.06	0.07	0.01	-
<i>Amphiroa rigida</i>	Art	0.01	-	0.01	0.01	0.02
<i>Asteronema breviarticulatum</i>	Fil	-	-	-	0.02	-
<i>Audouinella</i> sp.	Fil	-	-	-	0.01	-
<i>Botryocladia</i> sp.	Lam	-	-	-	0.02	0.01
<i>Bryopsis pennata</i>	Fil	-	-	0.03	0.06	0.04
<i>Ceramium affine</i>	Fil	-	-	-	0.01	0.02
<i>Ceramium zacaе</i>	Fil	-	-	0.01	-	-
<i>Cladophora fascicularis</i>	Fil	0.01	-	-	-	-
<i>Cladophora glomerata</i>	Fil	0.01	-	-	-	-
<i>Cladophora microcladioides</i>	Fil	0.11	0.03	0.04	0.08	0.09
<i>Cladophora pinnata</i>	Fil	-	0.03	-	-	-
<i>Cladophora sericea</i>	Fil	0.03	-	-	0.03	0.04
<i>Cladophora</i> sp1.	Fil	-	-	0.01	0.04	0.02
<i>Cladophora</i> sp2.	Fil	-	-	-	-	0.01
<i>Cladophora</i> sp3.	Fil	-	-	-	-	0.01
<i>Cladophoropsis</i> sp.	Fil	-	-	-	0.01	-
<i>Cyanophyta filamentosa</i>	Fil	-	-	0.01	0.03	0.01
<i>Derbesia marina</i>	Fil	0.04	0.09	0.17	0.16	0.14
<i>Erythrotrichia carnea</i>	Fil	-	-	0.01	-	0.01
<i>Gayliella flaccida</i>	Fil	0.08	0.06	0.04	0.07	0.10
<i>Gelidiopsis tenuis</i>	Ram	-	-	-	0.01	0.01
<i>Gelidium</i> aff. <i>pusillum</i>	Ram	0.04	0.06	0.04	0.01	0.07
<i>Gelidium crinale</i>	Ram	-	-	-	0.01	-
<i>Gelidium</i> sp.	Ram	0.01	-	-	-	-
<i>Grateloupia</i> aff. <i>multiphylla</i>	Ram	0.04	0.06	-	-	-
<i>Grateloupia</i> sp.	Ram	-	-	-	-	0.01
<i>Grateloupia versicolor</i>	Ram	0.08	0.06	0.04	0.02	-
<i>Halimeda discoidea</i>	Art	0.01	-	0.06	0.06	0.04
<i>Herposiphonia littoralis</i>	Fil	-	-	0.03	0.03	0.01
<i>Herposiphonia plumula</i>	Fil	-	-	0.01	0.01	0.01
<i>Hypnea johnstonii</i>	Ram	-	0.03	-	-	0.01
<i>Hypnea pannosa</i>	Ram	-	0.06	0.03	0.03	0.01
<i>Hypnea spinella</i>	Ram	0.04	0.06	0.03	0.04	0.05

Especie	Grupo Funcional	Febrero	Mayo	Julio	Noviembre	Diciembre
<i>Lithophyllum</i> sp.	Cos	0.04	0.09	0.08	0.11	0.08
<i>Lyngbya</i> sp.	Fil	-	-	-	-	0.04
<i>Peyssonnelia</i> sp.	Cos	0.07	0.06	-	-	0.01
<i>Polysiphonia subtilissima</i>	Fil	0.09	0.03	0.04	-	0.02
<i>Porphyra</i> sp.	Lam	-	-	-	-	0.01
<i>Pterocladia bulbosa</i>	Ram	-	0.06	0.03	-	-
<i>Pterocladia caloglossoides</i>	Ram	-	-	0.03	0.01	0.01
<i>Rhizoclonium</i> aff. <i>riparium</i>	Fil	0.03	0.03	0.03	0.02	0.01
<i>Rhizoclonium</i> sp.	Fil	0.05	0.03	0.06	-	0.01
<i>Scytonema</i> sp.	Fil	0.01	-	-	-	-
<i>Sphacelaria rigidula</i>	Fil	-	-	0.01	-	0.01
<i>Ulva flexuosa</i>	Lam	0.09	-	0.01	0.07	0.08

IX.I.VI Valor de importancia (V.I.)

Los céspedes tuvieron el mayor V.I. durante todo el estudio con el máximo valor (83.48) en noviembre (secas). El grupo de las articuladas mostró el máximo valor en mayo (84.07). Los flóculos y costras púrpuras aparecen a partir de julio obteniendo valores mayores para el mes de diciembre (32.10 y 10.18 respectivamente). La costra parda se registró únicamente en mayo y noviembre. La mayoría de los grupos algales tuvieron un valor de importancia mayor en diciembre (época secas) (Tabla 4).

Tabla 4. Valor de importancia representada en los ocho grupos algales durante el año.

	Lámina	Articuladas	Flóculo	Costra Púrpura	Costra Roja	Costra Rosa	Costra Parda	Césped
Febrero	8.71	40.83	-	-	16.78	73.84	-	59.83
Mayo	7.24	67.48	-	-	4.91	38.58	3.85	77.95
Julio	8.60	84.07	12.45	9.20	10.78	27.27	-	47.64
Noviembre	20.58	44.78	5.08	1.97	8.17	33.97	1.97	83.48
Diciembre	40.46	32.23	32.10	10.18	10.24	14.11	-	60.68

IX.I.VII Análisis de correspondencia sin tendencia (DCA)

El DCA mostró cuatro grupos distribuidos en los diferentes meses de muestreo. El grupo 1 (G1), formado principalmente por algas filamentosas (*Asteronema breviartulatum*, *Audoinella* sp, *Cladophoropsis* sp) y una ramificada (*Gelidium crinale*), el cual se presentó en noviembre (época de secas). El G2, formado por filamentosas (*Cladophora fassicularis* y *Cladophora glomerata*) y una ramificada (*Gelidium* sp), se presentó en febrero (época de secas). El G3, presente en diciembre (época de secas), es más diverso, presentó seis especies; tres filamentosas (*Cladophora* sp2, *Cladophora* sp3 y *Lyngbya* sp), una ramificada (*Grateloupia* sp) y una laminar (*Porphyra* sp). El G4, formado por algas filamentosas (*Erythrotrichia carnea* y *Sphacelaria rigidula*), contó con especies presentes a lo largo de todo el estudio. Se pueden distinguir claramente algunos patrones, el Grupo 1 (G1) aparece en noviembre, el G2 en febrero, el G3 en diciembre y el G4 al centro de la figura, en todos los meses (Fig.15).

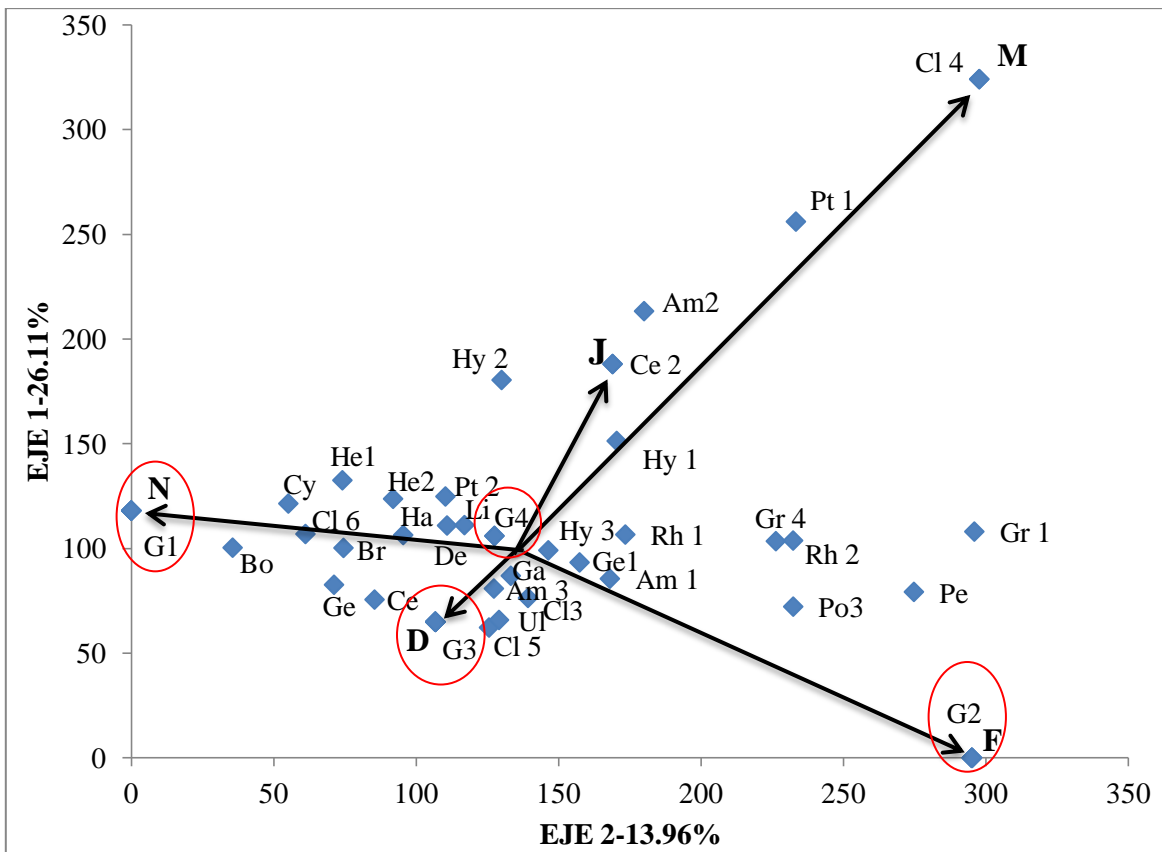


Fig. 15. Gráfico de dispersión de las distribuciones de las especies (letras), Grupos de especies (G1= grupo 1, G2= grupo 2, G3=grupo 3 y G4=grupo 4). Las letras mayúsculas resaltadas corresponden a cada fecha de muestreo F=febrero, M=mayo, J=julio, N=noviembre y D=diciembre, generados por el análisis de correspondencia sin tendencias (DCA) a lo largo de los dos primeros ejes de ordenación (se utilizó la abundancia total). El código para las fechas y especies se muestra en el anexo 2.

IX.II Corales

IX.II.I Riqueza y Composición

Se registraron cinco especies de corales: *Pocillopora verrucosa*, *P. damicornis*, *P. effusa*, *P. meandrina* y *P. capitata*. Las cinco especies se encontraron en las todas las fechas muestreadas (Fig.16).

IX.II.II Cobertura

La cobertura absoluta anual varió entre especies pese a que todas se encontraron en las cinco fechas, *Pocillopora verrucosa* tuvo la mayor cobertura durante todo el año de: 1.0143 m², con el mayor valor en diciembre de 0.23 m². Esta especie tuvo una cobertura tres veces mayor en febrero (secas) que en mayo (lluvias) debido al efecto del muestreo.

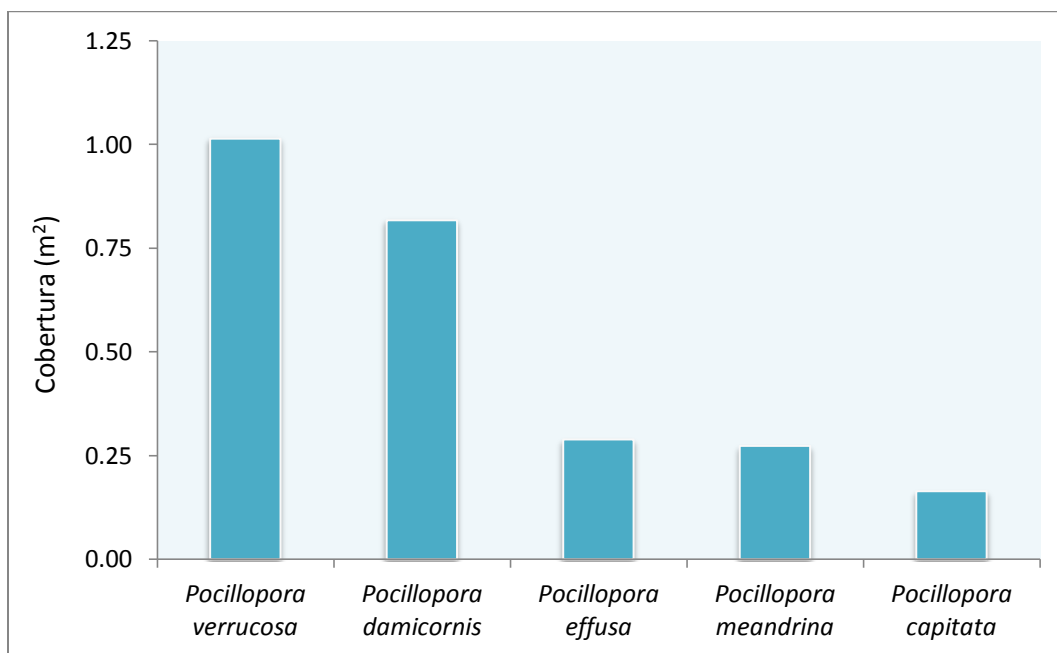


Fig. 16. Cobertura para las cinco especies de corales registradas en Caleta de Chón durante el estudio.

Tres de las cinco especies, *Pocillopora capitata*, *P. meandrina* y *P. effusa* tuvieron una cobertura mayor en julio (lluvias), *P. damicornis* en el mes de mayo (lluvias) (Fig.17).

En todas las fechas *P. verrucosa* y *P. damicornis* mantuvieron una cobertura constante, las otras tres, *P. effusa*, *P. meandrina* y *P. capitata* tuvieron la mayor cobertura en julio y la menor durante febrero, mayo, noviembre y diciembre (Fig. 17).

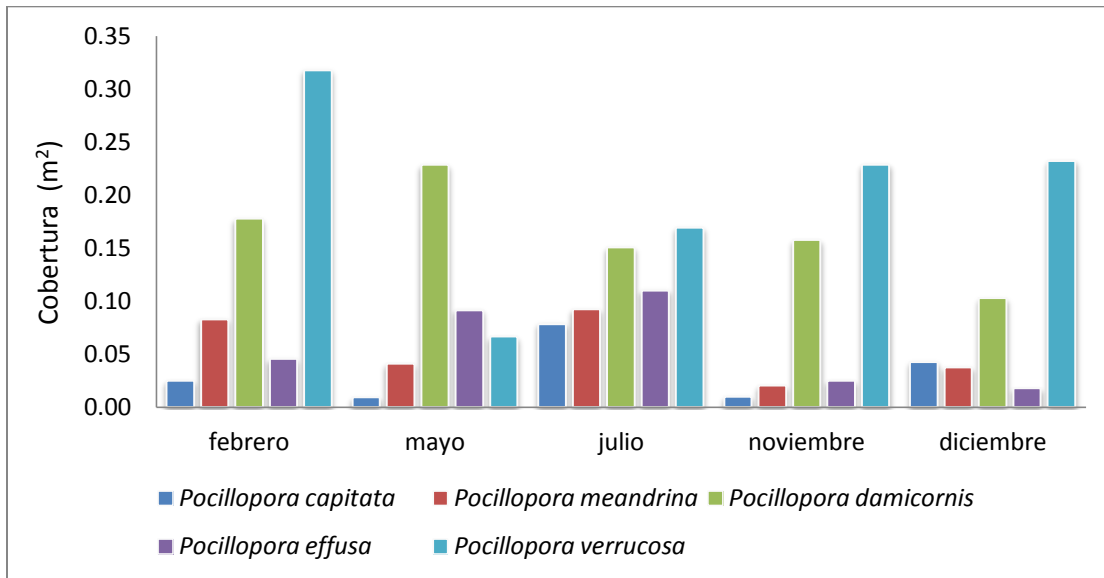


Fig. 17. Variación temporal de la cobertura de las especies de coral durante el estudio.

El porcentaje mayor fue para *P. verrucosa* con un 40% seguida de *P. damicornis*, obteniendo estas dos especies más de la mitad (Fig. 18).

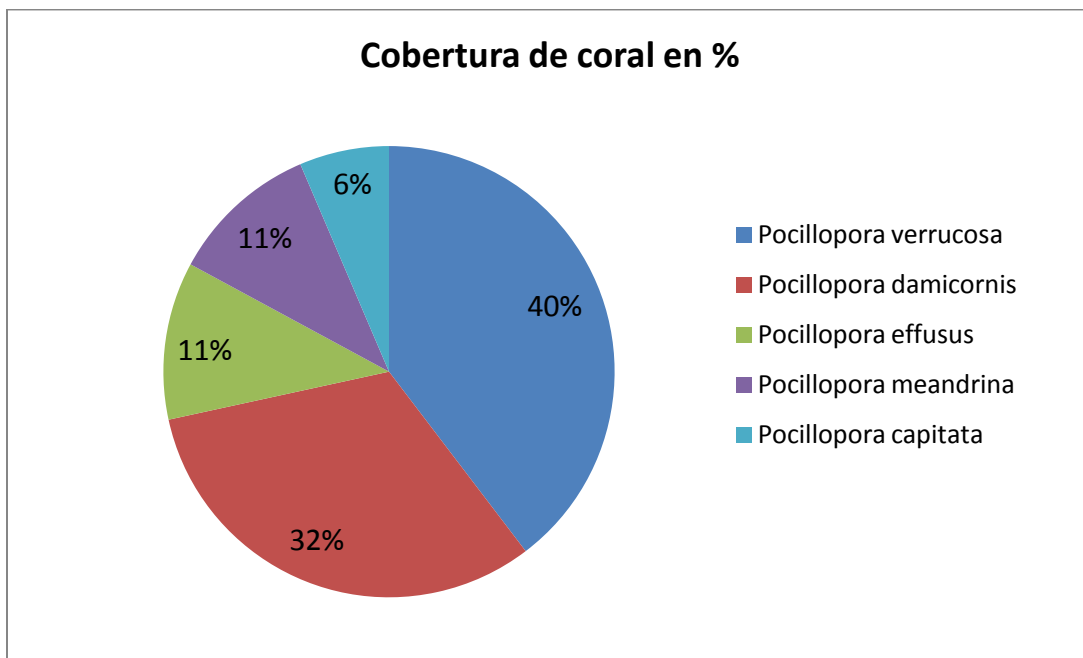


Fig. 18. Cobertura porcentual de corales en Caleta de Chón a lo largo del año.

IX.II.III Valor de importancia

Pocillopora verrucosa obtuvo el mayor valor de importancia en los meses de diciembre (101.09), noviembre (89.4), febrero (85.61) y julio (58.88), la variación fue mínima a lo largo del año. *Pocillopora damicornis* y *P. effusa* tuvieron los valores máximos con 106.18 y 40.18 respectivamente en mayo (lluvias) (Tabla 5).

Tabla 5. Valor de importancia para las cinco especies del género *Pocillopora* durante el año de muestreo.

	<i>Pocillopora capitata</i>	<i>Pocillopora meandrina</i>	<i>Pocillopora damicornis</i>	<i>Pocillopora effusa</i>	<i>Pocillopora verrucosa</i>
Febrero	12.31	26.48	57.50	18.10	85.61
Mayo	4.03	18.97	106.18	40.18	30.63
Julio	26.18	26.28	52.86	35.80	58.88
Noviembre	11.13	14.54	74.32	10.61	89.40
Diciembre	21.36	17.62	51.96	7.98	101.09

IX.III Factores abióticos

IX.III.I. Tasas de sedimentación

La variación de la tasa de sedimentación total fue de 0.014 a 0.0660 g m² día⁻¹. La menor tasa de sedimentación total ocurrió en diciembre (secas) y la más alta en mayo (lluvias) (Tabla 6).

Tabla 6. Tasa de sedimentación por fecha de muestreo; TSG= tasa de sedimentación gruesa, TSF= tasa de sedimentación fina y TST= tasa de sedimentación total (\pm Desviación Estándar) en los diferentes meses de muestreo.

	Febrero	Mayo	Julio	Noviembre	Diciembre
Tasa S.G. (g m ² día ⁻¹)	0.013 \pm 0.018	0.069 \pm 0.051	0.017 \pm 0.012	0.025 \pm 0.035	0.007 \pm 0.009
Tasa S.F. (g m ² día ⁻¹)	0.002 \pm 0.001	0.022 \pm 0.018	0.018 \pm 0.008	0.006 \pm 0.002	0.007 \pm 0.001
Tasa S.T. (g m ² día ⁻¹)	0.015 \pm 0.019	0.092 \pm 0.066	0.035 \pm 0.015	0.031 \pm 0.037	0.014 \pm 0.010

Los regímenes de sedimentación se cuantificaron para los dos sitios de diferentes profundidades; sitio 1 (zona profunda, 5.13 m), sitio 2 (zona somera, 4.43 m) (Figs.19, 20). Se observaron para el sitio 1, tasas de sedimentación de hasta 0.05 $\text{g m}^{-2}\text{día}^{-1}$ para mayo con una TSG cuatro veces mayor en el sitio 2.

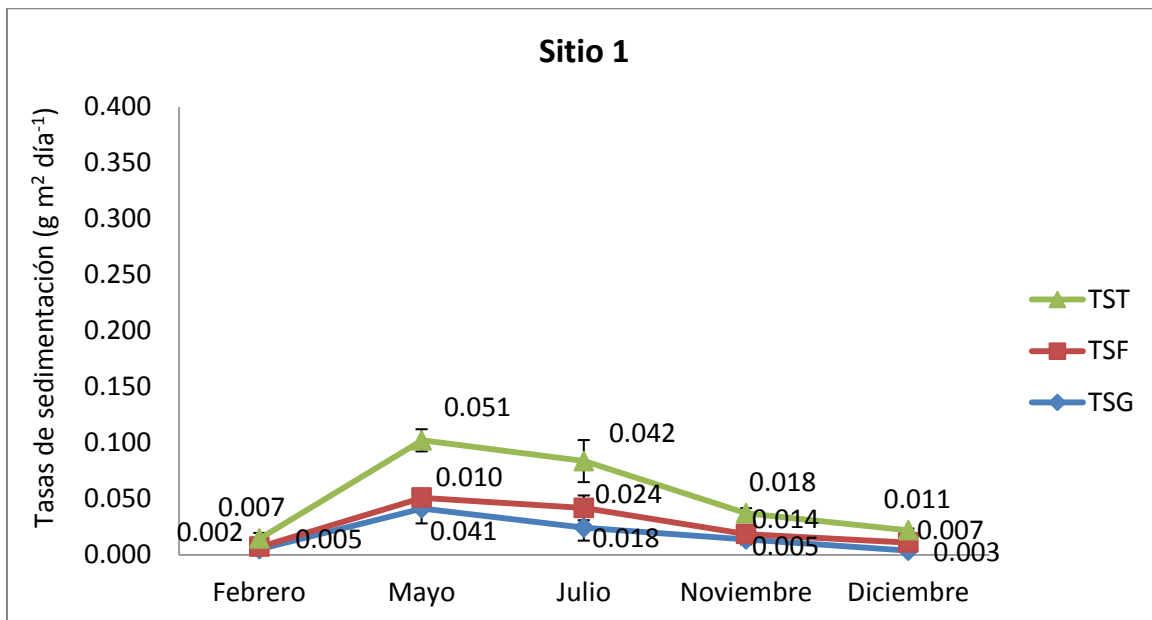


Fig.19. Tasas de sedimentación (\pm DE) para las cinco fechas de muestreo (zona profunda). TST=Tasa de sedimentación Total, TSF=Tasa de sedimentación Fina, TSG=Tasa de sedimentación Gruesa.

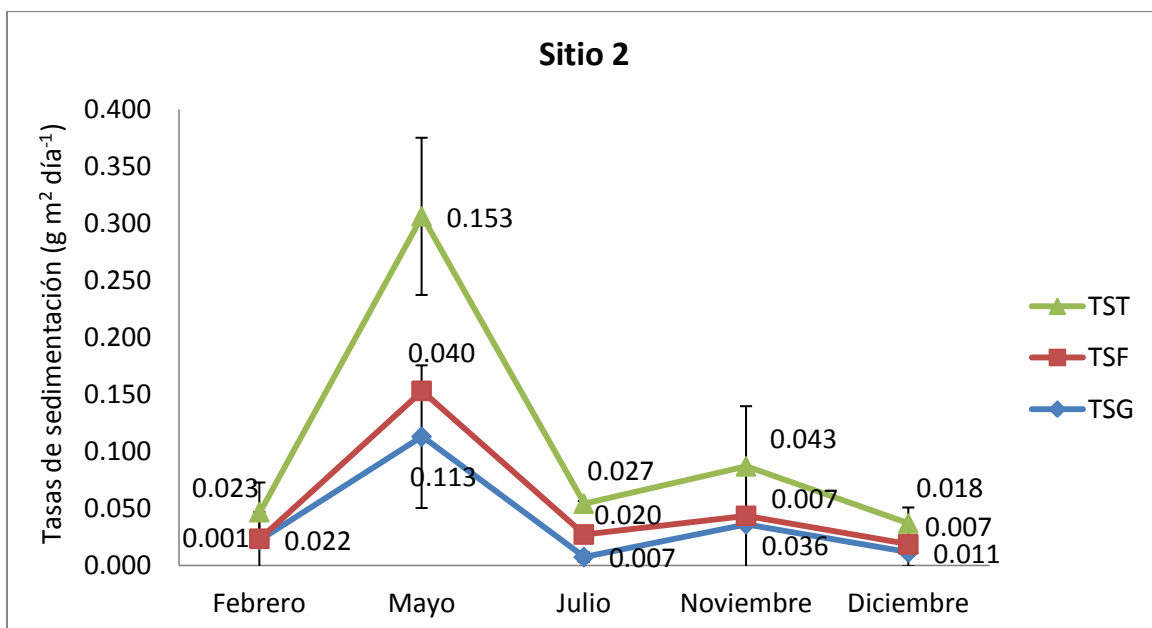


Fig.20. Tasas de sedimentación (\pm DE) para las cinco fechas de muestreo (zona somera). TST=Tasa de sedimentación Total, TSF=Tasa de sedimentación Fina, TSG=Tasa de sedimentación Gruesa.

IX.III.II Temperatura

A partir de los datos de temperatura se obtuvo un promedio de los valores registrados durante los días de exposición (Fig. 27).

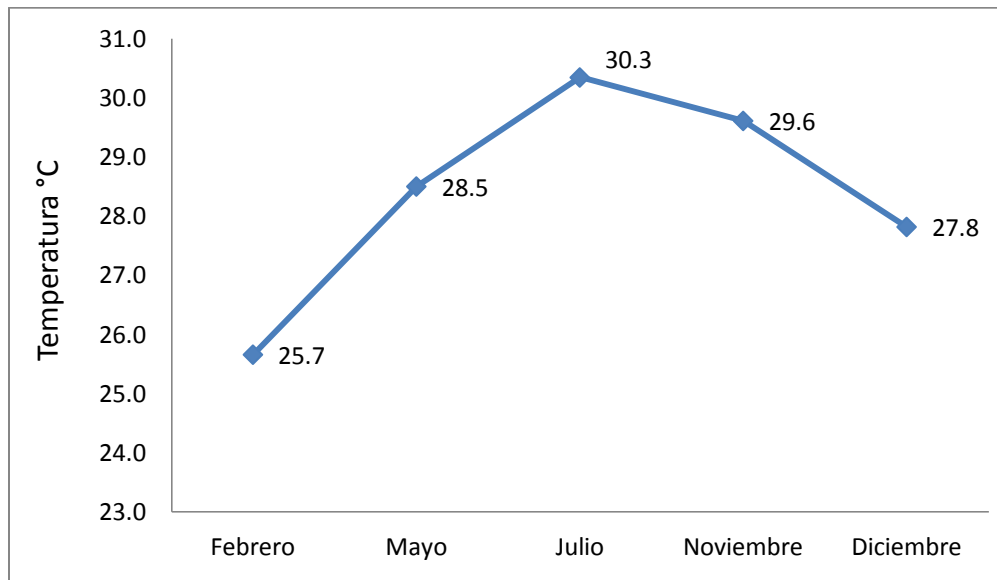


Fig. 27. Variación en la temperatura (°C) durante el año de muestreo.

Se compararon los datos de temperatura obtenidos en el presente estudio (temperatura del fondo) con los del National Environmental Satellite, Data, And Information Service del National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA/NESDIS), que corresponden a la temperatura de la superficie del mar frente a las costas de Guerrero y se encontró una diferencia de 1 a 3 °C (Fig. 28).

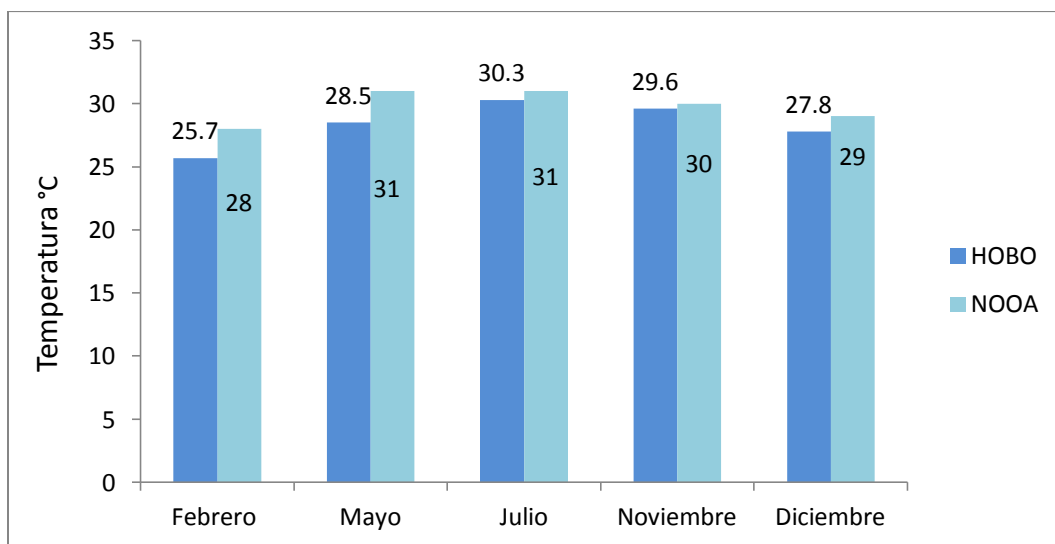


Fig.28. Comparación del registro en la temperatura (°C) con diferentes aparatos. HOBO (azul fuerte) y registro del satélite por NOAA (azul claro).

Las temperaturas obtenidas en este trabajo se relacionan con las de la NOAA/NESDIS. En las imágenes satelitales se observa la escala de temperatura para la costa de Guerrero meridiano 20, zona horaria (-120,-100). Para los meses de febrero (con la menor temperatura) y julio (con la mayor temperatura) (Figs. 29 y 30).

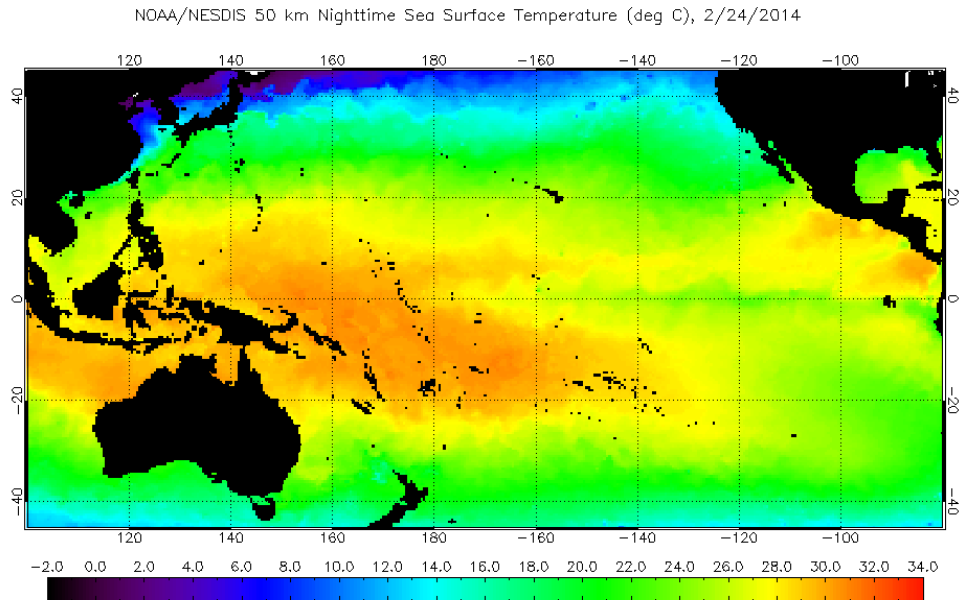


Fig. 29. Mapa satelital por la NOAA/NESDIS de la escala de temperatura superficial del mar para el mes de febrero (menor temperatura) del 2014.

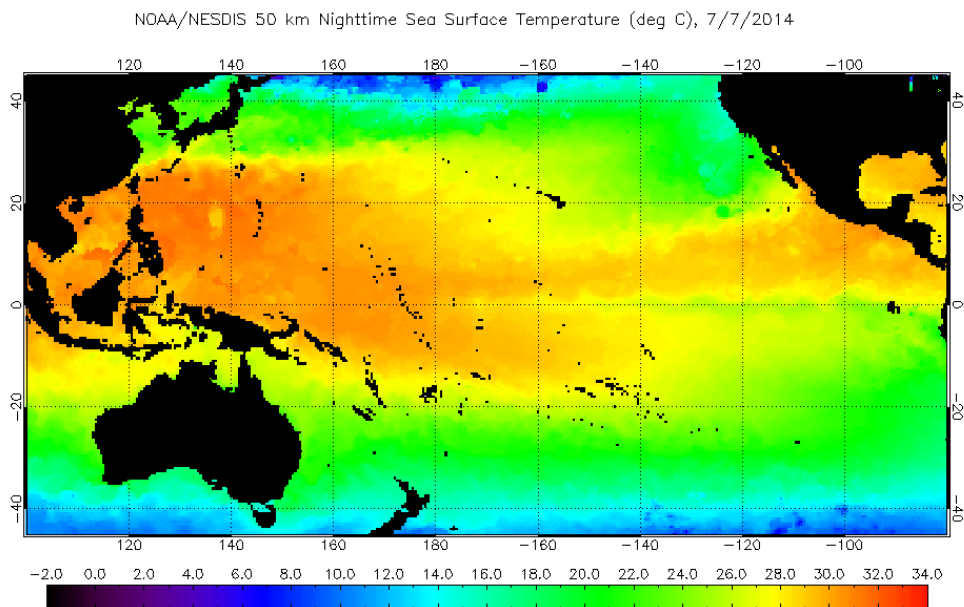


Fig.30. Mapa satelital por la NOAA/NESDIS de la temperatura superficial del mar para el mes de julio (mayor temperatura) del año 2014.

IX.III.III Luz

Se determinaron la intensidad de luz máxima y la intensidad de luz mínima considerando las cinco fechas de muestreo para relacionarlo con la tasa de sedimentación encontrada en el arrecife coralino (Tabla 8).

Tabla 8. Registro de la intensidad lumínica máxima y mínima para los cinco meses muestreados durante el año 2014.

	Máximo de luz (lum/ft ²)	Mínimo de luz (lum/ft ²)
Febrero	2,174.94	4.27
Mayo	1,400.91	1.03
Julio	1,110.77	1
Noviembre	1,584.58	1
Diciembre	1,825	3.07

Se observa que el mes con mayor intensidad de luz máxima fue el mes de febrero con 2174.94 lum/ft² seguida de diciembre con 1825 lum/ft², y el mes con menor intensidad de luz máxima fue junio con 1110.76 lum/ft² teniendo poco más de la mitad del máximo (Fig. 26).

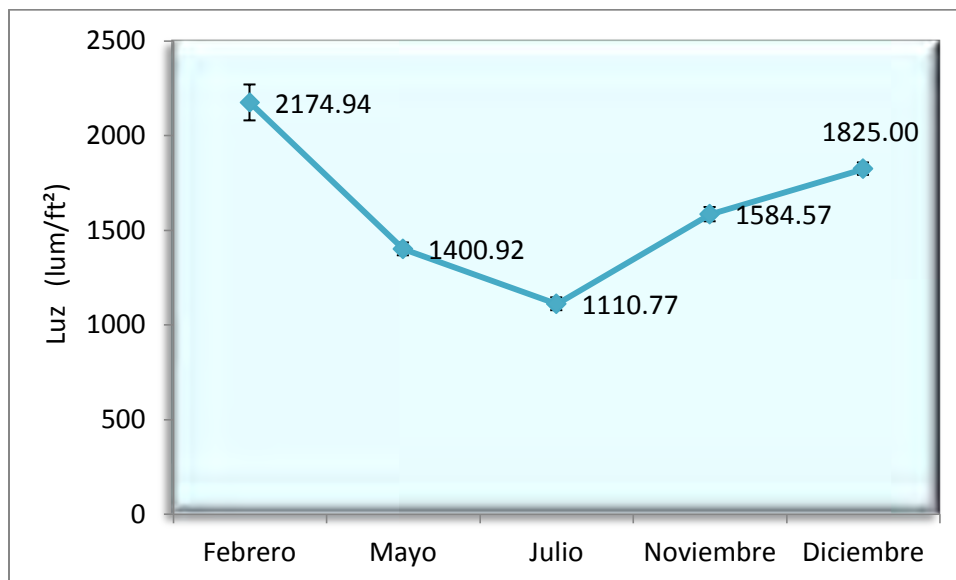


Fig. 26. Variación en la intensidad de luz durante el año de muestreo.

IX.III.IV Nutrientes

Se registraron ligeras variaciones en la cantidad de nutrientes a lo largo del estudio. Los valores de los nitratos, fosfatos y amonios en cada fecha de trabajo se muestran en la Tabla 9 para el sitio 1 (profundo) y en la Tabla 10 para el sitio 2 (somero). Los valores de diciembre fueron imperceptibles por los reactivos, por lo cual se le designo ND= no detectado.

Tabla 9. Cantidad de nutrientes (mg/L) presentes en el sitio 1 (profundo 5.16m) en Caleta de Chón a lo largo del estudio. ND= No Detectado

Fecha	Nitratos	Fosfatos	Amonios
Febrero	0.013	0.16	ND
Mayo	0.01	0.175	0.02
Julio	0.02	0.09	ND
Noviembre	0.015	0.115	ND
Diciembre	0	0	0

Tabla 10. Cantidad de nutrientes (mg/l) presente en el sitio 2 (somero 4.43m) en Caleta de Chón a lo largo del estudio. 1= febrero, 2=mayo, 3=julio, 4=noviembre.

Fecha	Nitratos	Fosfatos	Amonios
Febrero	0.013	0.16	ND
Mayo	ND	0.14	0.04
Julio	0.02	0.08	ND
Noviembre	0.01	0.06	0.01
Diciembre	0	0	0

Los valores de nutrientes son semejantes en ambos sitios. La mayor cantidad de fosfatos ocurrió durante los meses de febrero y mayo, mientras que la menor concentración fue la de amonio en la zona profunda.

XI. IV Correlación no paramétrica: *r* de Spearman

Tabla 7. Coeficiente de correlación de Spearman. Las cifras resaltadas indican que las correlaciones entre variables son significativas.

TSG=tasa de sedimentación gruesa, TSF= Tasa de sedimentación fina, TST= Tasa de sedimentación total, Temp= Temperatura, Lam= Láminas, Art= Algas articuladas, Roja= Algas rojas, Rosa= Algas costrosas rosa, P. capi=*Pocillopora capitata*, P. dam=*Pocillopora damicornis*, P. mean=*Pocillopora meandrina*, P. eff=*Pocillopora effusa*, P. verr=*Pocillopora verrucosa*.

	TSG	TSF	TST	Luz	Temp	Lam	Art	Roja	Rosa	Césped	P.capi	P.mean	P.dam	P.eff	P.verr
TSG	1.00														
TSF	0.37	1.00													
TST	0.92	0.65	1.00												
Luz	-0.35	-0.60	-0.48	1.00											
Temp	0.10	0.39	0.33	0.08	1.00										
Lam	0.21	0.13	0.21	0.30	0.37	1.00									
Art	0.30	0.76	0.43	-0.52	-0.08	0.36	1.00								
Roja	-0.09	0.01	-0.20	-0.03	0.01	0.54	0.37	1.00							
Rosa	0.56	0.42	0.53	-0.02	0.12	0.76	0.58	0.35	1.00						
Césped	0.09	0.18	0.13	0.15	0.05	0.54	0.33	0.40	0.45	1.00					
P.capi	0.41	0.66	0.50	-0.48	0.39	0.20	0.58	0.29	0.36	-0.27	1.00				
P.mean	0.25	0.79	0.44	-0.48	0.36	0.10	0.66	0.17	0.19	-0.12	0.75	1.00			
P.dam	0.55	0.78	0.71	-0.38	0.30	0.57	0.82	0.26	0.76	0.52	0.58	0.48	1.00		
P.eff	0.48	0.44	0.45	-0.42	0.28	0.34	0.44	0.47	0.54	-0.13	0.87	0.39	0.56	1.00	
P.verr	0.27	0.42	0.30	-0.33	0.32	0.38	0.54	0.72	0.26	0.22	0.72	0.56	0.55	0.68	1.00

Se encontró una correlación positiva significativa entre a) TSF y articuladas, b) TSF y *P. capitata*, c) TSF y *P. meandrina* y d) TSF y *P. damicornis* (Tabla 7). Se transformaron las variables para cumplir con los supuestos de normalidad y linealidad y los valores se ajustaron a un modelo lineal que resultó significativo (con un valor alto de R^2 ajustada=0.67, $p < 0.05$). Además se encontraron correlaciones importantes desde el punto de vista de las interacciones como entre algas articuladas con *P. meandrina* y *P. damicornis*, así como entre costra roja y *P. verrucosa* (Tabla 7).

Aunque la correlación de Spearman resultó significativa entre el coral *P. capitata* y la TSF, ésta no es lo suficientemente alta para poder explicar la asociación aún transformando los datos por lo que se consideraron solo aquellas correlaciones de Spearman mayores a $\rho = 0.66$ para poder inferir algunos efectos entre las variables estudiadas.

Se encontró una correlación positiva significativa entre la tasa de sedimentación fina y la cobertura de *P. damicornis* (Fig. 21).

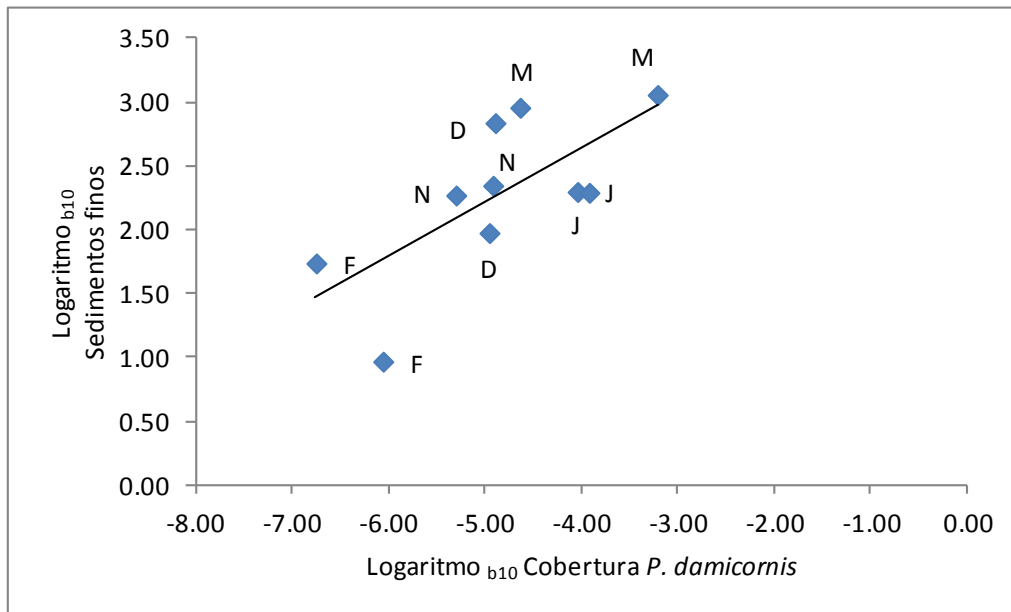


Fig. 21. Ajuste de regresión lineal al logaritmo_{b10} de la tasa de sedimentación fina y el logaritmo de la cobertura de *P. damicornis*.

Al transformar los valores de la tasa de sedimentación fina y de cobertura de algas articuladas se encontró una fuerte asociación lineal significativa considerando la R^2_a ajustada de 0.67 ($p < 0.05$) (Fig. 22).

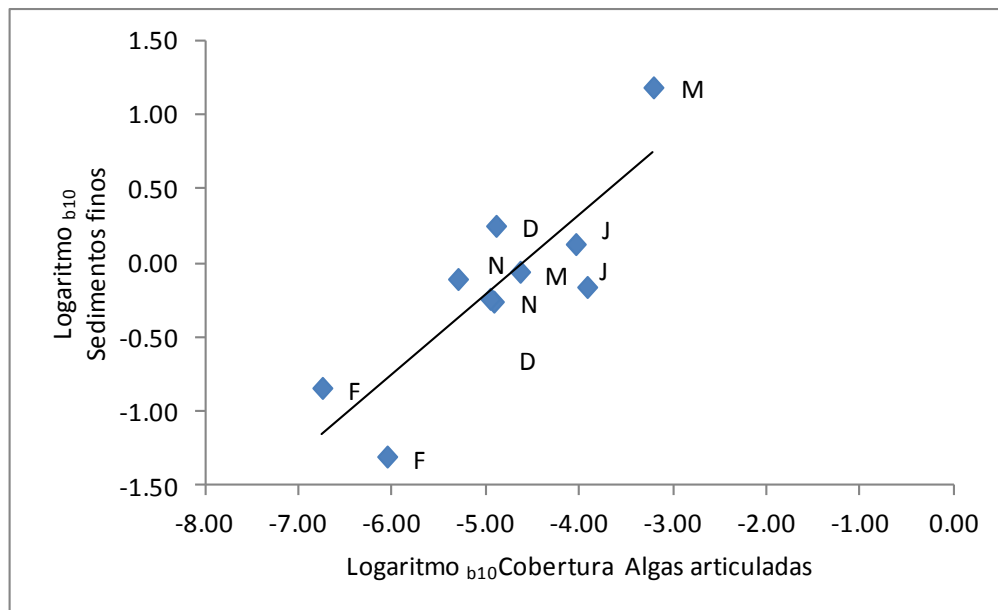


Fig. 22. Ajuste de regresión lineal al logaritmo de la tasa de sedimentación fina y el logaritmo de la cobertura de las algas articuladas.

Asociaciones lineales altas y significativas se pudieron observar entre la tasa de sedimentación fina y la cobertura de *P. meandrina* ($R^2_a = 0.56$; $p \leq 0.05$) (Fig. 23).

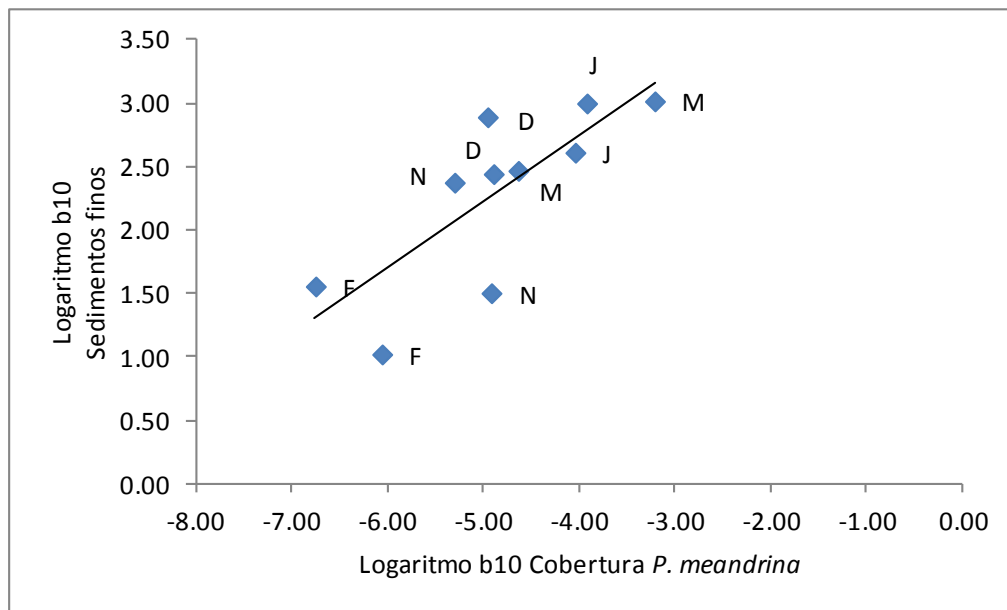


Fig. 23. Ajuste de regresión lineal al logaritmo de la tasa de sedimentación fina y el logaritmo de la cobertura de *P. meandrina*.

DISCUSIÓN

Los resultados mostraron que la división Rhodophyta fue la de mayor riqueza (27 especies) equivalente al 57.4% de la riqueza total, seguido por Chlorophyta y Phaeophyceae-Ochrophyta. Otros estudios realizados en la región de Zihuatanejo por González-Pizá (2013), Mateo-Cid y Mendoza-González (2012), Sandoval (2016) y Vázquez-Teoxocotitla (2013) han reportado patrones similares. De la misma manera, el patrón ha sido reportado en otras localidades de regiones tropicales (Díaz-Pulido y Díaz-Ruíz, 2003; Chuan-Chuan *et al.*, 2004; Tribollet *et al.*, 2010) y subtropicales (Mathieson y Dawes, 1975), e incluso en la Gran Barrera Australiana (Cole y Sheath, 1990). Se ha explicado que la dominancia de las Rhodophyta se debe a sus estrategias adaptativas y reproductivas, e.g. propagación vegetativa, propágulos, diversos tipos de esporas (Cole y Sheath, 1990), que combinan reproducción sexual y asexual durante su ciclo de vida (Díaz-Pulido y McCook, 2008), lo que les permite tener una amplia distribución espacial y temporal (Dawes, 1986).

Algas de la división Rhodophyta como *Amphiroa beauvoisii*, *Gayliella flaccida*, *Hypnea spinella* y *Lithophyllum* sp, y de la división Chlorophyta como *Cladophora microcladioides*, *Derbesia marina*, *Halimeda discoidea* y *Ulva flexuosa*, pueden ser especies generalistas (Ramírez-González, 2006), ya que se encontraron en todas las fechas de trabajo, desde los meses más secos como diciembre y febrero hasta los meses con mayor precipitación pluvial como mayo y julio, es decir en condiciones ambientales muy variadas.

Chlorophyta fue la segunda división con más riqueza (15 especies), lo cual coincide con estudios realizados en diferentes localidades del país. En la costa sur de Jalisco, por ejemplo, Mendoza-González *et al.* (2011) registraron 27 especies, mientras que Mateo-Cid y Mendoza-González (2012) reportaron 28 especies en la costa noroccidental de Guerrero y González-Pizá (2013) encontró 14 especies en el Zacatoso, una localidad cercana a Caleta de Chón.

La mayor riqueza específica se presentó durante los meses de noviembre y diciembre (28 y 34 respectivamente), es decir en la época de secas, las especies que se registraron fueron *Amphiroa beauvoisii*, *Gayliella flaccida*, *Cladophora microcladioides*, *Derbesia marina*, *Hypnea spinella*, *Lithophyllum* sp, *Rhizoclonium* aff. *riparium*, *Ulva flexuosa* entre otras, lo cual coincide con los estudios realizados en la región de Zihuatanejo (Zamorano, 2009; Sandoval-Coronado, 2016). Durante esta época las aguas cercanas a la costa se encuentran en relativa calma si se compara con la época de lluvias, es decir, no hay una gran agitación del agua y el oleaje es mínimo, estas condiciones evitan el desprendimiento de los talos algales que se refleja en la mayor riqueza durante el estudio. El mes de mayo,

correspondiente a la época de lluvias, fue el de menor riqueza, con 18 especies, coincidiendo con el incremento en la tasa de sedimentación. En el Pacífico mexicano ocurre durante esta temporada la formación de intensas lluvias y huracanes, estas condiciones climáticas pueden producir el incremento en el aporte de sedimentos al mar, tal como ha sido observado en otras localidades de regiones templadas como en las costas de Livorno, Italia, donde se encontró que en la época de lluvias la sedimentación es considerablemente mayor (Airoldi, 1995). El sedimento acumulado también puede provocar la muerte de las algas por enterramiento y asfixia. Además de los huracanes e intensas lluvias que impactaron las costas de Zihuatanejo durante 2014 (CONAGUA, 2014), se presentó el evento conocido como "mar de fondo", este fenómeno se intensifica con el paso de sistemas atmosféricos de mal tiempo (vientos), los cuales empujan las aguas oceánicas hacia la costa causando oleaje fuerte. Al tener longitudes de onda más grandes que provocan agitación a mayores profundidades, producen el desplazamiento de sedimentos con un efecto abrasivo sobre las algas y su desprendimiento del sustrato.

En las cinco fechas de muestreo ocho especies estuvieron presentes, *Amphiroa beauvoisii*, *Cladophora microcladioides*, *Derbesia marina*, *Gayliella flaccida*, *Hypnea spinella*, *Lithophyllum* sp, *Rhizoclonium* aff. *riparium* y *Ulva flexuosa*, lo cual podría indicar que tienen una capacidad de respuesta amplia porque se encontraron en condiciones ambientales contrastantes como son las épocas de lluvias y secas. Por ejemplo, en los meses de sequía la agitación del agua, la intensidad del oleaje y de las corrientes internas disminuyen su intensidad (Obs. Personal) y la temperatura se mantiene entre los 25°C y los 29°C. En contraste con los meses lluviosos, donde existe la presencia de fuertes vientos y huracanes, por lo que el mar está en constante agitación y la temperatura del agua oscila entre los 28°C y los 30°C.

Las especies con frecuencias relativas más altas fueron *Derbesia marina* (0.60), *Lithophyllum* sp. (0.41), *Cladophora microcladioides* (0.35) y *Gayliella flaccida* (0.35), este valor es útil para determinar si una especie está presente o no en una unidad de muestreo dada, es una medida del porcentaje de unidades de muestreo en las cuales ocurre una especie (Dodson *et al.*, 1998). Por lo tanto, las especies con mayores valores de frecuencia son las que se encuentran en la mayoría de las unidades de muestreo.

La mayoría de las especies registradas en Caleta de Chón son filamentosas. Este grupo de algas ha sido reportado en Caleta de Chón por Nava y Ramírez-Herrera (2011a; 2011b) y Nava *et al.* (2014), así como en muchas localidades en todo el mundo y forma parte predominante de los ensamblajes algales (Kendrick, 1991; Airoldi *et al.*, 1995; Cheroske *et al.*, 2000; Österling y Pihl, 2001; Batelli y Rindi, 2008; Abreu de Oliveira Figueiredo *et al.*, 2008; Short *et al.*, 2014). Su

predominancia en este trabajo en cuanto a número de especies y frecuencia se puede deber a su morfología funcional tolerante al sedimento (López *et al.*, 2017) y a sus estrategias reproductivas por ejemplo la propagación vegetativa como ha sido observado en el Mar Mediterráneo en las costas de Livorno, Italia donde los céspedes algales están dominados por especies filamentosas, especialmente *Polysiphonia setacea* (Airoldi *et al.*, 1995; Airoldi y Cinelli, 1997; Airoldi y Virgilio, 1998). Algunas algas filamentosas contienen altos niveles de un metabolito secundario con propiedades de disuación a la herbivoría (Ducker, 1976; Paul *et al.*, 1990; Craig *et al.*, 1997), puede suceder que algunas de las algas filamentosas de Caleta de Chón cuenten con estos metabolitos que les permiten escapar de los herbívoros (Ducker, 1976; Paul *et al.*, 1990, Craig *et al.*, 1997).

La persistencia de algunas de estas especies filamentosas de Chlorophyta como *Derbesia marina*, *Cladophora microcladioides* y *Bryopsis pennata* a lo largo de este estudio puede deberse a que presentan mecanismos de reproducción asexual como la formación constante de esporas y la propagación vegetativa a través de fragmentos (Tanner, 1995).

La forma de crecimiento predominante en Caleta de Chón fue el césped, el cual está conformado principalmente por especies psamófilas, es decir, que toleran la acumulación de sedimentos (Airoldi, 2003), tal como ha sido reportado por Connell (2005) en West Island, al sur de Australia. Esto sugiere que la sedimentación no es un factor de estrés para ciertas algas y se ve reflejado en este trabajo, ya que las algas filamentosas y articuladas que forman parte del césped, fueron las de mayor cobertura en condiciones de altas tasas de sedimentación.

El césped en Caleta de Chón tuvo la mayor cobertura total (0.072 m²), lo cual coincide con lo observado por Sandoval (2016) para Playa Coral en Isla Ixtapa, Zihuatanejo. La forma de crecimiento cespitosa permite tener a las algas una mayor resistencia ante el estrés causado por diversos factores ambientales, tales como la abrasión por partículas de sedimento y el herbivorismo (Stewart, 1983; Airoldi *et al.*, 1995 y Cinelli, 1997; Daly y Mathieson, 1977; Cheroske *et al.*, 2000; Irving y Connell, 2002), lo que podría traducirse en una mayor dominancia y cobertura.

Se observó que las especies de corales coincidieron con las registradas por Oseguera-Cruz (2004) y por López-Pérez *et al.* (2012). Mientras que cuatro especies coincidieron con el reporte de Victoria-Salazar (2007) en Playa Las Gatas. La comunidad coralina de Caleta de Chón está compuesta principalmente por especies del género *Pocillopora* el cual ha sido descrito como uno de los principales componentes de comunidades tanto en el Pacífico americano (PTA) como en Asia y Oceanía (Van Woesik y Done, 1997; Reyes-Bonilla y Leyte-

Morales, 1998; Glynn, 2004; Guzmán y Cortés, 1993). Las especies de *Pocillopora* poseen la mayor tasa de crecimiento en los arrecifes de la región y compiten agresivamente por espacio con el resto de las especies, principalmente con las de crecimiento lento. El principal mecanismo de reproducción es asexual o por gemación (Glynn *et al.*, 1994) y es por ello que predominan en la región. *Pocillopora verrucosa* fue la especie con mayor cobertura en este trabajo, lo cual coincide con Nava y Ramírez-Herrera (2012) y López-Pérez *et al.* (2012) para Caleta de Chón y con Victoria-Salazar (2007) para Las Gatas. Lo anterior sugiere que esta especie tiene rangos de tolerancia amplios ya que se ha reportado que ambas localidades tienen distinto grado de impacto antropogénico (Nava y Ramírez-Herrera, 2014).

Para evaluar el impacto antropogénico en las zonas costeras, se han considerado algunos indicadores como la sedimentación, transparencia del agua, sólidos totales suspendidos y concentración de clorofila (Nava y Ramírez-Herrera, 2011). En este trabajo se consideró la tasa de sedimentación tanto gruesa (TSG) como fina (TSF) cuyos valores fueron mayores en la época de lluvias. Los niveles de sedimentación registrados en Caleta de Chón oscilaron entre los 0.035 - 0.091 g m⁻² día⁻¹. Nava y Ramírez-Herrera (2011) registraron para Caleta de Chón una tasa de sedimentación alta en 2011 (1.16 kg m⁻² d) y para 2010 de 1.2 kg m⁻² d, lo que proporciona evidencias de degradación ambiental ya que la tasa de sedimentación media registrada en arrecifes no expuestos a la actividad humana oscila entre 1⁻¹⁶ kg m⁻² d⁻¹ (Rogers, 1990). La deposición de sedimento cercana a 0.1 kg m⁻² d⁻¹ es considerada como el umbral óptimo para el crecimiento del coral (Cortés y Risk, 1985; Rogers, 1990; Edinger *et al.*, 1998). Por lo tanto, el arrecife coralino de Caleta de Chón se encuentra por arriba de los niveles de tolerancia a la sedimentación (Rogers, 1990). Si los niveles de sedimentación continúan así, el funcionamiento de este arrecife estaría en riesgo con la consecuente pérdida de biodiversidad de los servicios que brinda a la población humana. La sedimentación incrementada en el arrecife de coral tiene consecuencias importantes porque modifica procesos como la simbiosis entre las zooxantelas y los pólipos de coral, la reproducción, el reclutamiento y el crecimiento de los corales (Granja-Fernández y López-Pérez, 2008).

Particularmente, el aporte de sedimento sobre la superficie de una colonia coralina afecta la reproducción e inhibe el reclutamiento larval (Cortés y Risk, 1985; Rogers, 1990; Hunte y Wittenberg, 1992; Wittenberg y Hunte 1992), también influye en la estructura de la comunidad y en su papel en el ecosistema (Stafford-Smith 1993, Ochoa-López *et al.*, 1998), reduce la capacidad de respiración, captura de alimento y fotosíntesis (Szmant-Froelich *et al.*, 1981; Abdul-Salem y Porter, 1988; Stafford-Smith y Ormond 1992), incrementa la demanda de energía para la remoción activa del sedimento (Stafford-Smith y Ormond 1992; Granja-Fernández y López Pérez, 2008; Riegl y Branch 1995) y daña los pólipos (Rogers

1990). Oseguera-Cruz (2004) para Caleta de Chón encontró que de 183m² muestreados en 13 transectos, se obtuvo una cobertura total de coral de 76.45m², lo que corresponde al 41.77%. Para este estudio se muestrearon 280m² en 60 unidades de muestreo obteniendo 255.87m² de cobertura total de coral siendo el 91.38% un porcentaje alto. Sin embargo es necesario continuar con investigaciones enfocadas en el diseño experimental para determinar los efectos directos de la sedimentación sobre especies particulares de corales y grupos de macroalgas en el reclutamiento y/o crecimiento de los corales.

El efecto que tiene la acumulación de sedimentos sobre las algas es sumamente variado, puede producir cambios en la composición y distribución de especies, inhibición del establecimiento y reclutamiento, disminución, mortalidad o remoción de especies, reducción de la diversidad, monopolización del espacio, enriquecimiento de la diversidad y cambios en la morfología de las especies (Airoldi, 2003). En Caleta de Chón, las algas mostraron una tolerancia hacia la sedimentación. Por ejemplo, las algas articuladas registraron una mayor cobertura en presencia de altas tasas de sedimentación fina. Se encontró una correlación significativa ($r= 0.76$) entre la cobertura de las algas articuladas y la tasa de sedimentación fina, lo cual coincide con Conell (2005), quien menciona que la sedimentación puede ser un factor que contribuye al aumento de la abundancia de las algas, incluyendo a las coralinas-articuladas y las filamentosas, las cuales no se ven afectadas por altos niveles de sedimentación.

Para la tasa de sedimentación fina, hubo una correlación positiva con 3 de las 5 especies de corales. *Pocillopora capitata* ($r_s= 0.66$), *Pocillopora meandrina* ($r_s=0.79$) y *Pocillopora damicornis* ($r_s= 0.78$), lo cual sugiere que a pesar de que haya un aumento significativo de los sedimentos finos ($<22\mu\text{m}$), la cobertura de los corales no se ve afectada porque algunas especies pueden tolerar ciertas cantidades de sedimento sin sufrir asfixia. Esta aparente alta resistencia de las especies de *Pocillopora* abre una nueva línea de trabajo para evaluar experimentalmente la respuesta de los corales a cantidades diferentes de sedimentos.

Con respecto a la intensidad luminosa, ésta mostro una tendencia a disminuir de febrero a julio, y hacia diciembre se incrementó. Los meses de mayo y julio correspondientes a la temporada de lluvias presentaron una menor intensidad lumínica. En febrero, noviembre y diciembre, meses correspondientes a secas, se registró la mayor intensidad lumínica. Por lo tanto, la intensidad lumínica fue afectada por el incremento en la sedimentación como lo muestran los valores de febrero con 2174.94 lum/ft² (secas) y de julio, con 1110.77 lum/ft² (lluvias), lo cual se puede relacionar con el hecho de que durante la temporada de lluvias hay mayor sedimento en suspensión, disminuyendo la cantidad de luz que penetra en

la columna de agua. Estos resultados coinciden con los de Vázquez-Texcotitla (2013), quién registró picos que van de 1000 y 3000 lum/ft² para la época de secas y para la época de lluvias menor a 700 lum/ft². Se encontró en Caleta de Chón que los meses de intensidad lumínica mínima coinciden con los de menor riqueza. La intensidad luminosa fue menor durante la época de lluvias debido al incremento en el aporte de sedimentos terrígenos al mar por escorrentía. Los sedimentos pueden permanecer suspendidos en la columna de agua durante toda la temporada provocando una disminución en la cantidad de luz que llega al fondo. Además, la dinámica del sedimento que se deposita sobre las comunidades bentónicas, puede ser transportada por las corrientes de agua internas que producen un efecto abrasivo sobre las algas pudiendo desprenderlas del sustrato y disminuir la riqueza y cobertura. La riqueza de especies algales se incrementó en los meses con valores por arriba de los 1400 lum/ft², lo cual se puede explicar porque las algas son organismos fotosintéticos, y es probable que durante estos meses se encuentren en condiciones favorables de luminosidad para su crecimiento y mantenimiento.

La temperatura del agua es uno de los factores más importantes para el crecimiento y sobrevivencia de las algas. La mayoría de las especies responden a los cambios en la temperatura produciendo estructuras reproductivas, como gametangios o esporangios (Lobban y Harrison, 1998). En los meses de noviembre (29.6°C) y diciembre (27.8°C), se registró una mayor riqueza de especies algales (28 y 34 respectivamente). Este patrón concuerda con López-Valerio (2009) quien observó que la mayoría de las especies del Pacífico Tropical Mexicano tienden a resistir descensos ligeros en la temperatura.

No se encontraron diferencias significativas entre los nutrientes cuantificados y los sitios profundo y somero en Caleta de Chón. Se ha reportado en arrecifes coralinos que la dominancia de corales cambia hacia las algas con un incremento en nutrientes y una disminución en la presión por herbívoros, pero si estos se mantienen abundantes existirá una dominancia de algas costrosas coralinas (Littler y Littler, 1984). Por el contrario, si los corales son expuestos a altos niveles de nutrientes, el resultado es que existe un mayor estrés (Weber *et al.*, 2006). En Caleta de Chón los nutrientes fueron bajos y constantes a lo largo del año, lo cual explica parcialmente la alta cobertura de corales. Nava *et al.* (2004) reportaron una concentración de NH₃ de 0.03 ±0.02 para esta misma localidad, la cual coincide con el de este estudio (0.04 ±0.02) sugiriendo que el sitio se encuentra en aceptables concentraciones de amonio. El predominio de las filamentosas en Caleta de Chón, podría estar indicando el inicio de un proceso de eutroficación que es recomendable monitorear como continuación del presente estudio para abrir nuevas líneas de investigación tendientes a diseñar planes de conservación de la biodiversidad marina algal.

CONCLUSIONES

- Caleta de Chón es una localidad con una alta riqueza de especies de macroalgas arrecifales. La riqueza fue mayor en los meses secos y menor en los meses de lluvia.
- Las especies de macroalgas dominantes en términos de presencia a lo largo del estudio fueron *Amphiroa beauvoisii*, *Cladophora microcladioides*, *Derbesia marina*, *Gayliella flaccida*, *Hypnea spinella*, *Lithophyllum* sp, *Rhizoclonium* aff. *riparium* y *Ulva flexuosa*, la mayoría de ellas son filamentosas.
- La mayoría de las especies de macroalgas fueron filamentosas. Este grupo presentó la frecuencia relativa más alta.
- Los céspedes, las articuladas y las costras se encontraron durante todo el estudio con los valores altos de cobertura.
- El análisis de correspondencia sin tendencia (DCA) mostró que hay conjuntos de macroalgas característicos de secas y de lluvias.
- Las especies de corales registradas en Caleta de Chón fueron *Pocillopora verrucosa*, *Pocillopora damicornis*, *Pocillopora effusa*, *Pocillopora meandrina* y *Pocillopora capitata*, todas ellas estuvieron presentes en todas las fechas muestreadas, lo cual coincide con reportes previos para la localidad.
- *Pocillopora verrucosa* tuvo la mayor cobertura durante todo el año y el mayor valor de importancia durante el estudio.
- La tasa de sedimentación total más baja ocurrió en la época de secas (diciembre) y la más alta en la de lluvias (mayo).

- La mayor intensidad luminosa se registró en el mes más seco del año (febrero) y la menor durante las lluvias (junio).
- Hubo una correlación positiva significativa entre la tasa de sedimentación fina y las algas articuladas, lo cual sugiere que este grupo es tolerante al sedimento.
- Se encontró una correlación positiva significativa entre la tasa de sedimentación fina y *Pocillopora capitata*, *P. meandrina* y *P. damicornis*, lo cual puede indicar que estas especies de coral son tolerantes al sedimento.
- A pesar de que la sedimentación en Caleta de Chón es alta, no ha afectado severamente a las comunidades de macroalgas y corales, es importante destacar que si los aportes se incrementan, estas importantes comunidades pueden ser gravemente alteradas disminuyendo los servicios ambientales que proporcionan al hombre.

LITERATURA CITADA

- Airoidi, L., Rindi F. y Cinelli F. 1995. Structure, seasonal dynamics and reproductive phenology of a filamentous turf assemblage on a sediment influenced, rocky subtidal shore. *Bot. Mar.* 38, 227–237.
- Airoidi, L. 1998. Roles of disturbance, sediment stress, and substratum retention on spatial dominance in algal turf. *Ecol.* 79 2759–2770.
- Airoidi, L. 2003. The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 41: 161-236.
- Airoidi, L. y Cinelli, F. 1997. Effects of sedimentation on subtidal macroalgal assemblages: an experimental study from a Mediterranean rocky shore. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 215, 269–288.
- Airoidi, L. y Virgilio, M. 1998. Responses of turf-forming algae to spatial variations in the deposition of sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 165, 271–282.
- Alcolado P.M., I.E. Morgan, P.A. Kramer, R.N. Ginsburg, P. BlanChón, E. de la Guardia, V. Kosminin, S. Gonzáles-Ferrer y M. Hernández. 2010. Condición de arrecifes remotos en el suroeste de Cuba. *Cienc. Mar.* Vol. 36 N° 2.
- Aronson R.B. y W.F. Precht. 2001. White-band disease and the changing face of Caribbean coral reefs. *Hydrobiología.* 460:25-38.
- Asociación Interamericana para la Defensa del Ambiente. 2015. La protección de los arrecifes de Coral en México: Rescatando la biodiversidad marina y sus beneficios para la humanidad. AIDA. México. 40 pp.
- Bahartan K., Zibdah M., Ahmed Y. Israel A., Brickner I., Abelson A. 2010. Macroalgae in the coral reefs of Eilat (Gulf of Aqaba, Red Sea) as a posible indicator of reef degradation. *Mar. Pollut. Bull.* 60 759-764.
- Battelli, C., & Rindi, F. 2008. The extensive development of the turf-forming red alga *Womersleyella setacea* (Hollenberg) RE Norris (Rhodophyta, Ceramiales) in the Bay of Boka Kotorska, Montenegro (southern Adriatic Sea). *Plant Biosyst.* 142 (1), 120-125.
- Baqueiro C.E. 1975. Observaciones sobre la biología, ecología y explotación de *Megapitaria aurantiaca* (Sow., 1831), *M. squalida* (Sow., 1835) y *Dosinia ponderosa* (Gray, 1838) (Bivalvia: Veneridae) de la Bahía de Zihuatanejo e Isla Ixtapa, Gro. México. Tesis profesional. Inst. Cienc. Mar y Limnología. UNAM. 177 pp.
- Barrios, J., S. Sant, E. Méndez y L. Ruiz. 2003. Macroalgas asociadas a arrecifes coralinos en el Parque Nacional Mochima, Venezuela. *Saber, Universidad de Oriente, Venezuela.* Vol. 15 N° 1- 2:28-32.
- Bell P.R.F. 1992. Eutrophication and coral reefs some examples in the Great Barrier Reef lagoon. *Water Res.* 26: 553-568.
- Birkeland C. 1977. The importance of rate of biomass accumulation in early successional stages of benthic communities to the survival of coral recruits. *Coral Reef Sym.* 1:15-21.
- Birrell C.L., McCook L.J. y Willis B.L. 2004. Effects of algal turfs and sediment on coral settlement. *Mar. Pollut. Bull.* 51 (1-4): 408-414.
- Bologaro C. A. 2012. Estudio de la vulnerabilidad y programa de adaptación ante la variabilidad climática y el cambio climático en diez destinos turísticos estratégicos, así como propuesta de un sistema de alerta temprana a eventos hidrometeorológicos extremos. Proyecto Clave: 165452. Ed. Conacyt- Sectur. México, 2-37 pp.
- Bowers D.G., Harker G.E.K., Smith P.S.D., y Tett P. 2000. Optical properties of a region of freshwater influence (The Clyde Sea). *Estuar Coast Shelf S.* 50: 717-726.

- Boynton W.R., Kemp W.M., y Keefe C.W., 1982. A comparative analysis of nutrients and other factors influencing estuarine phytoplankton production. En: Kennedy, V.S. (Ed.) Estuarine Comparisons. Acad Press. New York. 69-70 pp.
- Bricker, S.B., C.G. Clement, D.E. Pirhalla, S.P. Orlando, and D.R.G. Farrow. 1999. National Estuarine Eutrophication Assessment: Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science. Silver Spring. 71 pp.
- Briones F.P. y Lozano E. 1977. Aspectos generales sobre la biología y pesquerías de las langostas (*Panulirus inflatus* y *P. gracilis*) en Zihuatanejo, Guerrero y áreas circunvecinas. Tesis profesional, Fac. Ciencias, UNAM 50 pp.
- Brown B.E. 1997. Disturbances to reefs in recent times. In: Birkeland, Charles E. (eds) Life and death of coral reefs. Vol. 1. Chapman and Hall. New York. 536 pp.
- Bryant, D. *et al.* 1988. Arrecifes en Riesgo: Un indicador basado en Mapas de las amenazas de los arrecifes de coral. Instituto de Recursos Mundiales. <http://www.wri.org/our-work/project/reefs-risk> última visita: 19 de junio de 2016.
- Candelaria, S. 1985. Caracterización de la ficoflora de la localidad de Puerto Escondido, Guerrero. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 172 pp.
- Cano-Mallo, M. 2008. Bases biológicas de *Ulva fasciata* Delile, (Chlorophyta) para su posible explotación, al oeste de La Habana, Cuba. Tesis de Doctorado en Ciencias Biológicas. Facultad de Biología. Universidad de La Habana, Cuba. 150 pp.
- Carballo J.L, Bautis-Guerrero E., Leyte-Morales G.E. 2008. Boring sponges and the modeling of coral reefs in the Eastern Pacific Ocean. Mar. Ecol. Prog. Ser. 356:113-122.
- Carricart-Ganivet, J.P. y G. Horta-Puga. 1993. Arrecifes de coral en México. En: Salazar-Vallejo y N.E. González (eds). Biodiversidad Marina y Costera de México. Nal. Biodiversidad y CIQRO, México. (81-92) 865 pp.
- Carriquiry-Beltrán, J. y Reyes-Bonilla, H. 1997. Estructura de la comunidad y distribución geográfica de los arrecifes coralinos de Nayarit, Pacífico de México. Rev Cienc Mar. 23 (2):227-248.
- Chávez, M.L. 1972. Estudio de la flora marina de la Bahía de Zihuatanejo y lugares adyacentes. Mem. IV Congreso Nacional de Oceanografía. México, D.F. 265-271 pp.
- Cheroske, A. G., Williams, S. L., y Carpenter, R. C. 2000. Effects of physical and biological disturbances on algal turfs in Kaneohe Bay, Hawaii. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 248(1), 1-34 pp.
- Chiappone, M. 2001. Coral reef conservation in Marine Protected Areas. A case of Parque Nacional del Este, Dominican Republic. Ed. The Nature Conservancy. USA. 120 pp.
- Chuc-Contreras A., Ortegón-Aznar I., Tuyub A. y Suárez J. 2011. Cambio de Fase Coral-algas en el Arrecife de Coral de Mahahual, en el Caribe Mexicano. 64th Gulf and Caribbean Fisheries Institute. CCBA, Universidad Autónoma de Yucatán. Puerto Morelos, México. 28-31 pp.
- Cifuentes-Lemus, J.L. y P. Torres-García. 2000. El océano y sus recursos VI. Bentos y necton. Fondo de Cultura Económica, México, D.F. 205 pp.
- Cole K.M. y R.G. Sheath. 1990. Biology of Red Algae. Cambridge University Press. U.S.A. 528 pp.
- Coleman M.A. 2003. The role of recruitment in structuring patterns of small scale spatial variability in intertidal and subtidal algal turfs. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 291:131-145.
- Conell, S.D. 2005. Assembly and maintenance of subtidal habitat heterogeneity: synergistic effects of light penetration and sedimentation. Mar. Ecol. Prog. Ser. 289: 53-61.

- Cortes J., Risk, M.J. 1985. A reef under silation stress: Cahuita, Costa Rica. *Bull Mar Sci.* 36(2):339-356.
- Craig P.C., Choat J.H, Axe L.M, Saucerman S. 1997. Population biology and harvest of the coral reef surgeonfish *Acanthurus lineatus* in American Samoa. *Fish Bull. US. Fish Wildl. Serv.* 95:680-693.
- Daly M.A., y Mathieson A.C. 1977. The effect of sand movement on intertidal seaweeds and selected invertebrates at Bound Rock, New Hampshire, USA. *Mar Biol.* 43:45-55.
- Dawes C.J. 1986. *Botánica Marina*. Ed. Limusa. México. 673 pp.
- Dawson, E. Y. 1960b. Marine red algae of Pacific Mexico. Part 3. Cryptonemiales, Corallinaceae subfam. Melobesioidea. *Pac. Nat.* 3:3-125.
- Dawson, E. Y. 1945. Marine Red Algae of Pacific Mexico. Part 8 Ceramiales: Dasyaceae. Rhodomeceae. *Nova Hedwigia.* 6: 401-403 pp.
- Dawson, E. Y. 1953. Marine Red Algae of pacific México. Part 1. Bangiales to Corallinaceae, Subf. Corallinoidea. The University of Southern California Press, California.
- Dawson, E.Y. 1962. Marine red algae of Pacific Mexico. Part 7. Ceramiales: Ceramiaceae Delesseriaceae. *Allan Hancock Pac. Exped.* 26: 1-207.
- Dawson, Y. 1954. Marine red Algae of Pacific México. Parte 2. Cryptonemiales. *Allan Hancock Pacific Expedition 17:* 1-397pp.
- De Oliveira Figueiredo, M. A., Horta, P. A., de Gusmão Pedrini, A., & de Castro Nunes, J. M. 2008. Benthic marine algae of the coral reefs of Brazil: a literature review. *Oecologia Brasiliensis.* 12 (2), 7.
- Díaz -Garcés, J. J. 1966. Estudio preliminar de la sistemática y distribución de la flora marina del arrecife "La Blanquilla", Veracruz. Tesis Profesional. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 55 p.
- Díaz-Pulido G. y M. Díaz-Ruíz. 2003. Diversity of benthic marine algae of the Colombian Atlantic. *Biota Colombiana* 4 (2) 203-246.
- Díaz-Pulido G, McCook L.J., Larkum A.W.D., Lotze H.K., Raven J.A., Sxhaffelke B, Smith J.E., Steneck R.S. 2007. Vulnerability of macroalgae of the Great Barrier Reef to climate change. In: Jhonson JE, Marshall PA (eds) *Climate change and the Great Barrier Reef*. Great Barrier Reef Marine Park & Australian Greenhouse Office, and The Department of Environment Water and Natural Resources. Townsville. p 153-192.
- Dikou A. 2010. Ecological processes and contemporary coral reef management. *Diversity.* 2:717-737.
- Done, T.J. 1999. Coral Community Adaptability to Environmental Change at the Scales of Regions, Reefs and Reef Zones. *Am. Zool.* 39: 66-79 pp.
- Ducker S.C.1976. The genus *Chlorodesmis* (Chlorophyta) in the Indo-Pacific region. *Nova Hedwigia.* 13:145-182, 25-43 pp.
- Edinger E.N., Jompa J., Limmon G.V., Widjatmoko W., y Risk M.J. 1998. Reef degradation and coral biodiversity in Indonesia: Effects of land-based pollution, destructive fishing practices and changes over time. *Mar. Pollut. Bull.* 36: 617-630.
- Edinger E.N, Limmon G.V., Jompa J., Widjatmoko W., Heikoop J.M. y Risk M.J. 2000. Normal coral growth rates on dying reefs: are coral growth rates good indicators of reef health? *Mar. Pollut. Bull.* 40(5):404-425.
- Enochs, I.C. y Manzello, D.P. 2012. Responses of cryptofaunal species richness and trophic potential to coral reef habitat degradation. *Diversity.* 4: 94-104.
- Fabricius K. E. 2005. Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: review and synthesis. *Mar. Pollut. Bull.* 50: 125-146 pp.

- Figueiredo, M. A. y R. Steneck. 2000. Floristic and ecological studies of crustose coralline algae on Brazil's Abrolhos reefs. *Proceedings of the 9th International Coral Reef Symposium*. 1:23-27.
- Galindo-Leal, C. 1999. Monitoreo Biológico. En: MSCB, CECON, Belize SI/MAB, ECOSUR-Chiapas, ECOSUR-Quintana Roo, CCB Stanford University, CI México A.C. Programa Chiapas (eds) Monitoreo biológico en la selva maya. Capítulo 1. Center for Conservation Biology, Stanford University. p 45.
- Gallegos, C., 2001. Calculating optical water quality targets to restore and protect submersed aquatic vegetation: overcoming problems in portioning the diffuse attenuation co-efficient for photo synthetically active radiation. *Estuaries*. 24 (3), 381–397 pp.
- García E. 1973. Modificaciones al Sistema de Clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía-UNAM, México. 57-61 pp.
- García-Martínez M. 2003. La formación arrecifal de Caleta de Chón, Zihuatanejo, Guerrero: una aproximación desde la ecología del paisaje. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 95 p.
- García-Salgado M., T. Camarena L., G. gold B., M. Vázquez, G. Galland, G. Nava M., G. Alarcón D. y V. Ceja. 2006. Línea Base del Estado del Sistema Arrecifal Mesoamericano. Unidad Coordinada del Proyecto Coastal Resources Multi-Complex Building Princess Margaret Drive. Belize.167 pp.
- Garza-Pérez J.R. 1999. Análisis comparativo de cuatro comunidades coralinas arrecifales del Caribe Mexicano. Tesis de maestría. Centro de Investigación y Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV) Unidad Mérida. 60 pp.
- Garza-Pérez J.R. 2004. Información y Manejo para la Protección de la Biodiversidad de la Barrera Arrecifal de México: Evaluación de Variables, Modelación Espacial del Hábitat y SIG. Tesis de Doctorado. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional. Unidad Mérida Departamento de Recursos del Mar. 184 pp.
- Ginsburg, R.N., y P.D. Glynn. 1994. Summary of the colloquium and forum on global aspects of coral reefs: health, hazards and history. *Global Aspects of Coral Reefs –Health, Hazards,and History*. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science. University of Miami, USA.1-7 pp.
- Glynn P.W y G.E. Leyte Morales, 1997.Coral reefs of Huatulco, west México: reef development in upwelling Gulf of Tehuantepec. *Rev. Biol. Trop*. 45:103-1047.
- Glynn P.W. 1994. State of coral reefs in the Galápagos Islands: natural versus anthropogenic impacts. *Mar Pollut. Bull*. 29:131-140.
- Gómez E.D., Aliño P.M., Yap H.T. y Licuanan WY. 1994. A review of the status of Phillipine reefs. *Mar Pollut. Bull*. 29:62-68.
- González-Pizá L.D. 2013. Diversidad de macroalgas asociadas al arrecife coralino el Zacatoso, Zihuatanejo, Guerrero. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Gracia, A. y E. Lozano. 1980. Alimentación del bagre marino *Netuma platypogon* y su importancia como indicador de reclutamiento de post-larvas de langosta (Decapoda: Palinuridae), Guerrero, México. *An. Centro Cienc. Mar Limnol*. 7: 199-206.
- Granja-Fernández M.R. y López-Pérez R.A. 2008. Sedimentación en comunidades arrecifales de Bahías de Huatulco Oaxaca, México. *Rev. Biol. Trop*. 56:1179-1187.
- Guzmán, H.M., y Cortés, J. 1993. Arrecifes coralinos del Pacífico Oriental Tropical: revisión y perspectivas. *Rev. Biol. Trop*. 41: 535-557.
- Haas, A.F. and C. Wild. 2010. Composition analysis of organic matter released by coral cosmopolitan, coral reef-associated green algae. *Aquat. Biol*. 10:131-138.

- Hay M.E. 1981. The functional morphology of turf forming seaweeds: persistence in stressful marine habitats. *Ecology*. 62: 739-750.
- Hills J. and Wilkinson C. 2004. Methods for ecological monitoring of coral reefs. Australian Institute of Marine Science. Townsville. University of California, Los Angeles, USA. 1,117 pp.
- Hoegh- Guldberg O. 1999. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Mar. Freshwater Res.* 50 (8): 839-866.
- Hoegh- Guldberg O., P. J. Mumby, A.J. Hooten, R.S. Steneck, P. Greenfield, E. Gomez, C.D. Harvell, P.F. Sale, A.J. Edwards, K. Calderia, N. Knowlton, C.M. Eakin, R. Iglesias-Prieta, N. Muthiga, R.H. Bradbury, A. Dubi, M.E. Hatzioi. 2007. Coral Reefs under Rapid Climate Change and Acidification. *Science*. Vol. 318.1737- 1742 pp.
- Hollenberg G.J. y Dawson E.Y. 1961. Marine red algae of Pacific Mexico. Part 5. The genus *Polysiphonia*. *Pacific Naturalist*. 2:345-375.
- Hubbard, D. K. 1997. Reefs as dynamic systems. In: Birkeland, C. (ed.). *Life and Death of Coral Reefs*. Chapman & Hall. New York, USA. 536 pp.
- Huerta, M. L. 1961. Flora marina de los alrededores de la isla Pérez, Arrecife Alacranes, sonda de Campeche, México. *An. Esc. Nac. Cienc. Biol.* 10: 11-22.
- Hughes, T.P. 1994. Catastrophes, phase shifts, and large scale degradation of a Caribbean coral reef. *Science*. 265:1547-1551.
- Hughes, T.P. 2007. Phase Shifts, Herbivory, and the Resilience of Coral Reefs to Climate Change. *Curr. Biol.* 17,360-365.
- Hunte, W and M. Wittenberg. 1992. Effects of eutrophication and sedimentation on juvenile corals. II. Settlement. *Mar. Biol.* 114: 625-631.
- Hwang, R. L., Tsai, C. C., & Lee, T. M. (2004). Assessment of temperature and nutrient limitation on seasonal dynamics among species of sargassum from a coral reef in southern Taiwan. *J. Phycol.* 40 (3), 463-473.
- Irving, A. D., y Connell, S. D. 2002. Interactive effects of sedimentation and microtopography on the abundance of subtidal turf-forming algae. *Phycologia*. 41(5), 517-522.
- Jackson, J.B.C. 2008. Ecological extinction and evolution in the brave new ocean. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 10 (Supp.1):11548-11465.
- Jompa-Jamaluddin y L.J. McCook. 2003. Coral-alga competition: macroalgae with different properties have different effects on corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 258:87-95.
- Kendrick G.A. 1991. Recruitment of coralline crusts and filamentous turf algae in the Galapagos archipelago: effect of simulated scour, erosion and accretion. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 147: 47-63.
- Klumpp D.W., and McKinnon A.D. 1989. Temporal and spatial patterns in the primary production of a coral reef epilithic algal community. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 131:1-22.
- Knowlton, N. and Jackson, J.B. 2001. The ecology of coral reefs. Bertness, M.D.; Gaines, S.D. & Hay, M.E. Ed. *Marine community Ecology*. Sinauer. Massachusetts, USA. 550 pp.
- Kramer P., P. Richards, E. Arias-González & M. McField. 2000. Status of coral reefs of northern central america: Mexico, Belize, Guatemala, Honduras, Nicaragua & El Salvador. *Status of coral reefs in the world*. Vol.16. 287-313 pp.
- Kuffner I. B., L. Walters, M.A. Becerro, V.J. Paul, R. Ritson-Williams, K.S. Beach. 2006. Inhibition of coral recruitment by macroalgae and cyanobacteria. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 323:107-117.

- Kuffner I.B., Andersson A.J., Jokiel P.L., Rodgers K.S. F.T. Mackenzie. 2007. Decreased abundance of crustose coralline algae due to ocean acidification. *Nat. Geosci.* 1: 114-117 pp.
- Lang J.C. 2003. Status of Coral Reefs in the Western Atlantic: Results of Initial Surveys, Atlantic and Gulf Rapid Assessment (AGRRA) Program. *Atoll Res. Bull. No. 496.* 645 pp.
- Lapointe, B.E. 1997. Nutrient thresholds for bottom-up forces control macroalgal blooms on coral reef growth. *Limnol. Oceanogr.* 24: 935-940.
- Lee, R.E. 2008. *Phycology*. Cambridge University Press. New York, USA. 547pp.
- Littler M.M. 1980. Morphological Form and Photosynthetic Performances of Marine Macroalgae: Tests of a Functional/ Form Hypothesis. *Bot. Mar.* XXII (161): 161-165.
- Littler M.M. y K.E. Arnold. 1982. Primary productivity of marine macroalgal functional-form groups from southwestern North America. *J. Phycol.* Vol.18. pp 307-311.
- Littler M. M. y D. Littler. 1984. Relationships between macroalgal functional form groups and substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *Mar. Biol. Ecol.* Vol. 74. pp 13-34.
- Littler, M. M. y D. Littler. 1997. Disease-induced mass mortality of crustose coralline algae on coral reefs provides rationale for the conservation of herbivorous fish stocks. *Proceedings of the 8th Inter. Coral Reef Symp.* 1: 719-724.
- Lobban C.S. y Harrison P.J. 1994. *Seaweed Ecology and Physiology*. Cambridge University Press, 1997. ISBN 0 521 40334 0.
- López N, P. Ramírez-García, C, Candelaria y D. Rodríguez. En prep. Evaluación de nuevos grupos morfo-funcionales de macroalgas bentónicas como componentes del paisaje en un arrecife rocoso en Zihuatanejo, Guerrero.
- López-Pérez R.A., Calderón-Aguilera L.E., Reyes-Bonilla H., Cariquiry J.D., Medina-Rosas P., Cupul-Magaña A.L., Herrero-Pérezrul M.D., Hernández-Ramírez. H.A., Ahumada-Sempoal M.A., Luna-Salguero B.M. 2012. Coral communities and reefs from Guerrero, southern Mexican Pacific. *Mar. Ecol.* 1529. R1.
- López-Valerio, E.M. 2009. Variación Estacional de la Riqueza y Composición de Macroalgas en la Comunidad Coralina "La India", Huatulco, Oaxaca. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, UNAM. 82 pp.
- Lozano, C.F. 1983. *Oceanografía Biología Marina y Pesca*. Tomo I Ed. Paraninfo S.A. 357-364 pp.
- Márquez, J.C. y Díaz, J.M. 2005. Interacciones entre corales y macroalgas: dependencia de las especies involucradas. *B. Mar. Coast Res.* 34: 227-242.
- Mateo-Cid, L.E. y Mendoza-González, A.C. 2012. Algas marinas bentónicas de la costa noroccidental de Guerrero, México. *Biod.* 83: 905-928.
- Mathieson, A. C., y Dawes, C. J. 1975. Seasonal studies of Florida sublittoral marine algae. *Bull. Mar. Sci.* 25 (1), 46-65.
- May, C., Koseff, J., Lucas, L., Cloern, J., Schoellhamer, D., 2003. Effects of spatial and temporal variability of turbidity on phytoplankton blooms. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 254: 111–128.
- McClanahan T.R., Cokos B.A, y Sala E. 2002. Algal growth and species composition under experimental control of herbivory, phosphorous and coral abundance in Glovers Reef, Belize. *Mar. Pollut. Bull.* 44: 441-451.
- McClanahan T.R., N. Poulin, *et al.* 2002. Ecological States and the Resilience algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. *Coral Reefs.* 19:400-417.

- McCook L.J, Folke C., Hughes T.P., Nystrom M, Obura D. y Salm R.V. 2007. Ecological resilience, climate change and the Great Barrier Reef: An Introduction. In: Johnson J, Marshall PA (eds) Climate change impacts on the Great Barrier Reef. pp 75-76.
- McCook, L.J. 1996. Effects of herbivores and water quality on *Sargassum* distribution on the Central Great Barrier Reef: cross-shelf transplants. Mar. Ecol. Progr. Ser. 139:179-92.
- McCook, L.J., Jompa, J. y G. Díaz-Pulido. 2001. Competition between corals and algae on coral reefs: a review of evidence and mechanisms. Coral Reefs. 19: 400-417.
- Mendoza-González, A. C., L. E. Mateo-Cid y C. Galicia-García. 2011. Integración florística de las algas marinas de la costa sur de Jalisco, México. Rev. Mex. Biod. 82:19-49.
- Menge, B. A., y Branch, G. M. 2001. Rocky intertidal communities. Mar. Comm. Ecol. pp 221-251.
- Mills D.K., Rutgers van der Loef M., Laane R.W.P.M., y Rees J.M., 2002. Continuous measurement of suspended matter. Sea Techn. 43 (10): 5-6.
- Moberg F. & C. Folke. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. Ecol. Eco. (29): 215-233 pp.
- Muller-Parker G. y D' Elia, C.F. 1997. Interactions between corals and their symbiotic algae. Ed. Like and Death of Coral Reefs. Chapman and Hall, New York, USA. 536 pp.
- Nájera A. 1967. Algas de la Familia Dictyotaceae (División Phaeophyta) de la Bahía de Zihuatanejo. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 90 pp.
- Nava H. y Carballo J.L. 2008. Chemical and mechanical bioerosion of boring sponges from Mexican Pacific coral reefs. J. Exp. Biol. 211: 2827-2831.
- Nava, H., y Ramírez-Herrera, M. T. 2011. Government conservation policies on Mexican coastal areas: is "top-down" management working. Rev. Biol. Trop. 59 (4), 1487-1501.
- Nava H. y Ramírez-Herrera MT. 2012. Land use changes and impact on coral communities along the central Pacific coast of Mexico. Environ Earth. Sci. 65:1095-1104.
- Nava H., Ramírez-Herrera M.T., Figueroa-Camacho A.G., y Villegas-Sánchez B.M. 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. 44:45.54.
- Nixon, S.W. 1995. Coastal marine eutrophication: A definition, social causes and future concerns. Ophelia. Vol.41. pp 199-219.
- Norris, J. y Johansen, W. 1981. Articulated Coralline Algae of the Gulf of California, México I: *Amphiroa* Lamouroux. Smithsonian Institution Press. U.S.A. Ser. 9: 29
- Rodríguez, D., N. López y J. González-González. 2008. Gelidiales (Rhodophyta) en las costas del Pacífico mexicano con énfasis en las especies tropicales. En: Senties A.G. y Dreckmann, K.M. Monografías Ficológicas. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. 159 pp.
- Nugues M. N. y C. M. Roberts. 2004. Coral mortality and interaction with algae in relation to sedimentation. Coral Reefs. 22: 507-516.
- Ochoa -López E., Reyes-Bonilla H, Ketchum-Mejia J. 1998. Daños por sedimentación a las comunidades coralinas del sur de la Isla Socorro, Archipiélago de Revillagigedo, México. Cienc. Mar. 24 (2): 233-240.
- Odum, H.T. y Odum E.P. 1955. Trophic structure and productivity of a windward coral reef community on Eniwetok Atoll. Ecol. Monogr. 25: 291-320.

- Ogston A.S., Storlazzi C.D., Field M.E., Presto M.K. 2004. Sediment resuspension and transport patterns on a fringing reef flat, Molokai, Hawaii, USA. *Coral Reefs*. 23:559-569.
- Oseguera-Cruz J.M. 2004. Estructura comunitaria de corales hermatípicos en Caleta de Chón, Zihuatanejo, Guerrero, México. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 99 pp.
- Painting, S.J., Devlin, M.J., Malcolm, S.J., Mills, C., Mills, D.K., Parker, E.R., Tett, P., Wither, A., Burt, J., Jones, R., Winpenny, K., 2007. Assessing the impact of nutrient enrichment in estuaries: susceptibility to eutrophication. *Mar. Poll. Bull.* 55 (1-6): 74-90.
- Paul V.J., Nelson S.G., Sanger H.R. 1990. Feeding preferences of adult and juvenile rabbitfish *Siganus argenteus* in relation to chemical defenses of tropical seaweeds. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 60:23-34.
- Pérez M. 1967. Algas de la Familia Corallinaceae (División Rhodophyta) de la Bahía de Zihuatanejo. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 115 pp.
- Pérez-Vivar, T. L., Reyes-Bonilla, H., Padilla, C. 2006. Corales pétreos (Scleractinia) de las Islas Marías, Pacífico de México. *Ciencias Marinas*. 32 (2): 259-270.
- Philipp, E., Fabricius, K.E. 2003. Photophysiological stress in scleractinian corals in response to short-term sedimentation. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 287: 57-78.
- Pineda-Páez A. 2008. Descripción de los corales hermatípicos (Hexacoralaris) del área arrecifal, del Zapote de Madero y el Faro de Bucerías, municipios de Aquila, Michoacán. Tesis Profesional. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México.
- Ponce-Marquéz, M.E. 1987. Posibles efectos de los sólidos suspendidos en algunas especies de corales del arrecife "El Garrafón" Isla Mujeres, Quintana Roo, México. Tesina de licenciatura, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, México.
- Potts D.C. 1977. Suppression of coral population by filamentous algae within damselfish territories. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 28:207-216.
- Purcell S.W. y Bellwod D.R. 2001. Spatial patterns of epilithic algal and detrital resources on a windward coral reef. *Coral Reefs*. 20:117-125.
- Ramírez- González A. 2006. Ecología: Métodos de muestreo y análisis de poblaciones y comunidades. Ed. Pontificia Universidad Javeriana. Colombia. 273 pp.
- Reyes-Bonilla H. 1992. New records for hermatypic corals (Anthozoa: Scleractinia) in the Gulf of California, Mexico, with an historical and biogeographical discussion, *J. Nat. Hist.* 26 (6): 1163-1175.
- Reyes-Bonilla H., J., D. Carriquiry, G.E. Leyte-Morales, A.L. Cupul-Magaña. 2003. Effects of the El Niño-Southern Oscillation and the Anti-El Niño event (1997-1999) on coral reefs of the western coast of Mexico. *Coral Reefs*. 21: 368-372.
- Reyes-Bonilla H y G.E. Leyte-Morales, 1998. Corals and coral reefs of the Puerto Angel region, west coast of Mexico. *Rev. Biol. Trop.* 46: 679-681.
- Riegl, B y G.M. Branch. 1995. Effects of sediment on the energy budgets of four scleractinian (Bourne 1900) and five alcyonacean (Lamouroux 1816) corals. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 186: 259-275.
- Rodríguez-Vargas D., N. López-Gómez y Candelaria-Silva C. 2010. Descripción general preliminar de los cuatro sistemas arrecifales estudiados en la región de Zihuatanejo, Guerrero. Informe técnico. Proyecto FOMIX- CONACYT (107999). México. 4 pp.
- Rodríguez-Vargas D.; N. López-Gómez, Candelaria-Silva, C. 2010. Macroalgas marinas de la región de Zihuatanejo, Guerrero. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Proyecto FE-014,015. Facultad de Ciencias, UNAM. 29 pp.

- Rogers C.S. 1990. Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 62: 185-202.
- Rogers C.S., Garrison G., Grober R., Hillis Z.M. y Franke M.A. 1994. Manual para el monitoreo de arrecifes de coral en el Caribe y el Atlántico occidental. Parque Nacional de las Islas vírgenes. The Nature Conservancy/ WWF. 123 pp.
- Ruitton S., Francour P., Boudouresque C.F. 2000. Relationships between algae, benthic herbivorous invertebrates and fishes in rocky sublittoral communities of a temperate sea (Mediterranean). *Estuar. Coast. Shelf. Sci.* 50:217-230.
- Sandoval Coronado, B.A. 2016. Patrones de abundancia y distribución de macroalgas del arrecife coralino de Isla Ixtapa, Zihuatanejo, Guerrero. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. México, CDMX.
- Shaffelke, B. 1999. Short-term nutrients pulses as tools to asses responses of corals reef macroalgae to enhanced nutrient availability. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 182:305-310.
- Short, J., Kendrick, G. A., Falter, J., & McCulloch, M. T. 2014. Interactions between filamentous turf algae and coralline algae are modified under ocean acidification. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 456, 70-77.
- Smith, R. L., y T. Smith. 2001. *Ecología*. Pearson, 4ª edición. 609 pp.
- Sousa, W.P. 2001. Natural disturbance and the dynamics of marine benthic communities. *Mar. Comm. Ecol.* 85-130.
- Stafford-Smith, M.G y R.F.G. Ormond. 1992. Sediment rejection mechanisms of 42 species of Australian scleractinian corals. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.* 43: 683-705.
- Stafford-Smith M.G. 1993. Sediment rejection efficiency of 22 species of Australian scleractinian corals. *Mar. Biol.* 115: 229-243.
- Steneck, R.S. 1998. Are calcareous algae important to reefs today or in the past?. *Coral Reef Symp.* 1:685-688.
- Steneck, R.S. y Dethier M.N. 1994. A functional group approach to the structure of algal-dominate communities. *Oikos* 69: 476-498.
- Stewart J.G. 1983. Fluctuations in the quantity of sediment trapped among algal thalli on intertidal rock platatforms in southern California. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 73:205-211.
- Szmant, A.M. 2002. Nutrient enrichment on coral reefs: Is it ea major cause of coral reef decline? *Estuaries.* 25: 743-766.
- Tanner, J.E. 1995. Competition between *Scleractinian* corals and macroalgae: An experimental investigation of coral growth, survival and reproduction. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 190:151-168.
- Taylor W.R. 1945. Pacific marine algae of the Allan Hancock Expeditions to the Galapagos Islands. *Allan Hancock Pacific Exp.* 12:1-528.
- Thacker, R.W., D.W. Ginsburg y V.J. Paul. 2001. Effects of herbivore exclusión and nutrient enrichment on coral reef macroalgae and cyanobacteria. *Coral Reefs.* 19 (4): 318-331.
- Tovar M.E. y A.M. Sánchez. 1974. Descripción de las variaciones estacionales de algunos grupos planctónicos en relación con elementos ambientales en la Bahía de Zihuatanejo. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 34 pp.

- Tsai Chuan-Chuan, Saou-Lien W., Jui-Sheng C., Ray-Lien H., Chang-Feng D., Yi-Chuan Y., Yuang-Tay S., Fuu S. y Tse-Min L. 2004. Macroalgal assemblage structure on a coral reef in Nanwan Bay in southern Taiwan. *Botánica Marina*. 439-453 pp.
- Tunnell Jr., J. W., Chávez, E. A. y K. Withers. 2007. *Coral Reefs of the Southern Gulf of the México*. Texas A & M. University Press. College Station. 194 pp.
- UNEP-WCMC. 2006. In the front line: Shoreline protection and other ecosystem services from mangroves and coral reefs. UNEP-WCMC, Cambridge, UK. 33 pp.
- Van Woosik, R., y Done, T. J. 1997. Coral communities and reef growth in the southern Great Barrier Reef. *Coral reefs*. 16(2): 103-115.
- Vázquez-Delfín, E. 2008. Diagnóstico general de la biodiversidad marina de la región Ixtapa-Zihuatanejo Guerrero: Bases para su conservación. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. 193 pp.
- Vázquez-Teoxocotitla, P. 2013. Variación espacio-temporal de la estructura de los ensamblajes algales asociados a diferentes sustratos en el arrecife coralino el Zacatoso, Zihuatanejo, Guerrero. Tesis Profesional. Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Veron, J. E. N. 2000. *Corals of the world: Australian Institute of Marine Sciences*. Townsville . Vols. 1–3. 1410 pp.
- Victoria-Salazar I. 2007. Caracterización de la comunidad de corales escleractinios de playa las Gatas, Zihuatanejo, Guerrero, México. Fisiografía y estructura comunitaria. Tesis Profesional. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. 59 pp.
- Vroom P.S., Page K.N., Kenyon J.C. y Brainard R.E. 2006. Algae-dominated reefs. *American Scientist*. 94: 430-437.
- Weber M., Lott C., Fabricius K.E. 2006. Sedimentation stress in a scleractinian coral exposed to terrestrial and marine sediments with contrasting physical, organic and geochemical properties. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 336, 18-32.
- Weinborn, J. A. 1977. Estudio preliminar de la biología, ecología y semicultivo de los palinúridos de Zihuatanejo, Gro., México. *Panulirus gracilis* Streets y *Panulirus inflatus* (Bouvier). *An. Cent. Cienc. Mar Limnol.* 4: 27-79.
- Wiencke C. y K. Bischof. 2012. *Seaweed Biology. Novel insights into ecophysiology, ecology and utilization*. Springer-Verlag. Berlin. 509 pp.
- Williams S.L. y R.C. Carpenter. 1997. Grazing effects on nitrogen fixation in coral reef algal turfs. *Mar Biol*, 120: 223-231.
- Wilkinson C.R. 2002. *Status of Coral Reefs of the World*. Australian Institute of Marine Science, Townsville.
- Yañes-Arancibia A. 1978. Taxonomía, ecología y estructura de las comunidades de peces en lagunas costeras con bocas efímeras del Pacífico de México. Centro de Ciencias del Mar y Limnología. Universidad Nacional Autónoma de México. Publ. Esp., 2:1-306.
- Zamorano P. y Leyte-Morales G.E. 2009. Equinodermos asociados a formaciones arrecifales en Zihuatanejo y Acapulco, Guerrero, México. *Bol. Investig. Mar. Cost.* 38:7-28.
- Österling, M., y Pihl, L. 2001. Effects of filamentous green algal mats on benthic macrofaunal functional feeding groups. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 263 (2) 159-183.

ANEXO 1

Lista florística sistemática de las algas de Caleta de Chón, Zihuatanejo.

PHYLUM CHLOROPHYTA

Clase Ulvophyceae

Orden Bryopsidales

Familia Bryopsidaceae

Bryopsis pennata

Familia Derbesiaceae

Derbesia marina

Familia Halimedaceae

Halimeda sp.

Orden Cladophorales

Familia Boodleaceae

Cladophoropsis sp.

Familia Cladophoraceae

Cladophora fascicularis

Cladophora glomerata

Cladophora microcladioides

Cladophora pinnata

Cladophora sericea

Cladophora sp1

Cladophora sp2

Cladophora sp3

Rhizoclonium aff. *riparium*

Rhizoclonium sp

Orden Ulvales

Familia Ulvaceae

Ulva flexuosa

PHYLUM CYANOPHYTA

Clase Cyanophyceae

Subclase Nostocophycideae

Orden Nostocales

Familia Scytonemataceae

Scytonema sp

Subclase Oscillatoriophycideae

Orden Oscillatoriales

Familia Oscillatoriaceae

Lyngbya sp

PHYLUM OCROPHYTA

Clase Phaeophyceae

Subclase Dictyotophycidae

Orden Sphacelariales

Familia Sphacelariaceae

Sphacelaria furcigera

Subclase Fucophycidae

Orden Scytothamnales

Familia Asteronemataceae

Asteronema breviarticulatum

PHYLUM RHODOPHYTA

Clase Bangiophycidae

Orden Bangiales

Familia Bangiaceae

Porphyra sp

Clase Compsopogonophyceae

Orden Erythropeltidales

Familia Erythrotrichiaceae

Erythrotrichia carnea

Clase Florideophyceae

Subclase Corallinophycidae

Orden Corallinales

Familia *Corallinaceae*

Subfamilia *Lithophylloideae*

Amphiroa beauvoisii

Amphiroa misakiensis

Amphiroa rigida

Lithophyllum sp

Subclase Nemaliophycidae

Orden Acrochaetiales

Familia Acrochaetiaceae

Audouinella sp

Orden Rhodymeniales

Familia Rhodymeniaceae

Subclase Rhodymeniophycidae

Orden Ceramiales

Familia Ceramiaceae

Subfamilia Ceramioideae

Ceramium affine

Ceramium zacaе

Gayliella flaccida

Familia Rhodomelaceae

Herposiphonia litoralis

Herposiphonia plumula

Polysiphonia subtilissima

Orden Gelidiales

Familia Gelidiaceae

Gelidium aff. *pusillum*

Gelidium crinale

Gelidium sp

Familia Pterocladaceae

Pteroclatiella bulbosa

Pteroclatiella caloglossoides

Orden Gigartinales

Familia Cystocloniaceae

Hypnea johnstonii

Hypnea pannosa

Hypnea spinella

Orden Halymeniales

Familia Halymeniaceae

Grateloupia aff. multiphylla

Grateloupia sp

Grateloupia versicolor

Orden Peyssonneliaceae

Familia Peyssonneliaceae

Peyssonnelia sp

Orden Rhodymeniales

Familia Rhodymeniaceae

Botryocladia sp

Gelidiopsis tenuis

Anexo 2. Códigos de especies utilizados en el análisis de correspondencia sin tendencia (DCA).

Espece	Clave
<i>Amphiroa beauvoisii</i>	Am1
<i>Amphiroa misakiensis</i>	Am2
<i>Amphiroa rigida</i>	Am3
<i>Asteronema breviarticulatum</i>	As
<i>Audouinella sp</i>	Au
<i>Botryocladia sp</i>	Bo
<i>Bryopsis pennata</i>	Br
<i>Ceramium affine</i>	Ce1
<i>Ceramium zacaе</i>	Ce2
<i>Cladophora fascicularis</i>	Cl1
<i>Cladophora glomerata</i>	Cl2
<i>Cladophora microcladioides</i>	Cl3
<i>Cladophora pinnata</i>	Cl4
<i>Cladophora sericea</i>	Cl5
<i>Cladophora sp1</i>	Cl6
<i>Cladophora sp2</i>	Cl7
<i>Cladophora sp3</i>	Cl8
<i>Cladophoropsis sp</i>	Cl
<i>Cyanophyta filamentosa</i>	Cy
<i>Derbesia marina</i>	De
<i>Erythrotrichia carnea</i>	Er1
<i>Gayliella flaccida</i>	Ga
<i>Gelidiopsis tenuis</i>	Ge
<i>Gelidium aff. pusillum</i>	Ge1
<i>Gelidium crinale</i>	Ge2
<i>Gelidium sp</i>	Ge3
<i>Grateloupia aff. multiphylla</i>	Gr1
<i>Grateloupia sp1</i>	Gr3
<i>Grateloupia versicolor</i>	Gr4
<i>Halimeda discoidea</i>	Ha
<i>Herposiphonia litoralis</i>	He1
<i>Herposiphonia plumula</i>	He2
<i>Hypnea jhonstonii</i>	Hy1
<i>Hypnea pannosa</i>	Hy2
<i>Hypnea sipinella</i>	Hy3
<i>Lithophyllum sp</i>	Li
<i>Lyngbya sp</i>	Ly
<i>Peysonnelia sp</i>	Pe
<i>Polysiphonia subtilissima</i>	Po3

Especie	Clave
<i>Porphyra</i> sp	Por
<i>Pterocladia bulbosa</i>	Pt1
<i>Pterocladia caloglossoides</i>	Pt2
<i>Rhizoclonium aff. riparium</i>	Rh1
<i>Rhizoclonium</i> sp	Rh2
<i>Scytonema</i> sp	Sc
<i>Sphacelaria rigidula</i>	Sp1
<i>Ulva flexuosa</i>	Ul

Grupos a los que se asociaron especies con el mismo valor en el análisis de correspondencia sin tendencia (DCA).

	Especie	Clave
Grupo 1 (G1)	<i>Asteronema</i>	(As)
	<i>Audoinella</i> sp	(Au)
	<i>Cladophoropsis</i>	(Cl)
	<i>Gelidium crinale</i>	(Ge2)
Grupo 2 (G2)	<i>Cladophora fassicularis</i>	(Cl1)
	<i>Cladophora glomerata</i>	(Cl2)
	<i>Gelidium</i> sp	(Ge3)
	<i>Syctonema</i> sp	(Sc)
Grupo 3 (G3)	<i>Cladohpora</i> sp2	(Cl7)
	<i>Cladohpora</i> sp3	(Cl8)
	<i>Grateloupia</i> sp1	(Gr3)
	<i>Lyngbya</i> sp	(Ly)
	<i>Porphyra</i> sp	(Po)
Grupo 4 (G4)	<i>Erythrotrichia carnea</i>	(Er1)
	<i>Sphacelaria furcigera</i>	(Sp1)