

Patrones de abundancia y distribución de macroalgas del arrecife coralino de Isla Ixtapa, Zihuatanejo, Guerrero

Beatriz Alejandra Sandoval Coronado¹
& Norma Angélica López Gómez^{1*}

Resumen

El arrecife de Playa Coral ha estado sometido al estrés antropogénico desde hace más de tres décadas. Este trabajo tuvo como objetivo determinar la estructura de los ensamblajes macroalgales y sus variaciones espacio-temporales durante 2011 y 2012. Se colocaron transectos y cuadrantes, se cuantificó la cobertura de macroalgas y se registró el tipo de sustrato y la profundidad. Un total de 43 especies, 32 Rhodophyta, 10 Chlorophyta y una Ochrophyta-Phaeophyceae fueron registrados. Seis especies tuvieron frecuencia alta, 20 intermedia y 17 baja. La distribución de las especies a lo largo de los transectos presentó dos patrones generales, continuo y discontinuo. Los grupos morfofuncionales que predominaron fueron costroso y articulado. La forma de crecimiento dominante fue el césped, la cual creció principalmente sobre roca y coral vivo. El sustrato con mayor cobertura fue el coral vivo durante todo el estudio. Se encontraron diferencias significativas entre la cobertura de sustrato y la profundidad, estos factores pueden estar determinando la estructura de los ensamblajes de macroalgas. La alta riqueza de especies filamentosas se puede deber a su capacidad de propagación vegetativa y fijación en sustratos duros y estables como roca y coral muerto. Es importante destacar que Playa Coral alberga una gran diversidad algal que es la base de la red alimenticia del ecosistema arrecifal. Por lo tanto, las macroalgas son un elemento importante en los programas de monitoreo, los cuales son la base de planes de conservación de recursos si se toma en cuenta que las actividades turísticas aún no son reguladas por las autoridades municipales.

Palabras clave: Algas sublitorales, algas arrecifales, biodiversidad algal, ensamblajes algales, Pacífico Tropical Mexicano.

Recibido: 25 de septiembre de 2020

Abstract

Playa Coral reef has been subjected to anthropogenic stress for more than three decades. This work aimed to determine the structure of the macroalgal assemblages and their spatial-temporal variations during 2011 and 2012. Transects and quadrats were placed on the reef, macroalgae coverage was quantified and substrate type and depth were recorded. Forty-three species were recorded, 32 Rhodophyta, 10 Chlorophyta and one Ochrophyta-Phaeophyceae. Six species had high frequency, 20 intermediate and 17 low. The distribution of the species along the transects presented two general patterns, continuous and discontinuous. The predominant morpho-functional groups were crustose and articulate. The dominant growth form was turf, which grew mainly on rock and healthy coral. The substrate with the greatest coverage was healthy coral throughout the study. Significant differences between substrate coverage and depth were found, these factors may be determining the structure of the macroalgae assemblages. The high richness of filamentous species may be due to their ability to vegetative propagation and attaching on hard and stable substrates, such as rock and dead coral. It is important emphasize that Playa Coral harbour a great diversity of algae, which is the basis of the reef ecosystem's food web. Therefore, macroalgae are an important element in monitoring programs, which are the basis of resource conservation plans if it takes into account that tourism activities are not still regulated by the municipal authorities.

Key words: Subtidal algae, reef algae, algal biodiversity, algal assemblages, Mexican tropical Pacific.

Aceptado: 23 de octubre de 2020.

¹ Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación-Zihuatanejo, Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Morelia, Universidad Nacional Autónoma de México. Av. José María Morelos y Pavón s/n. Col. Vicente Guerrero. C.P. 40880.

* **Autor de correspondencia:** gato_ale@ciencias.unam.mx (BASC)

Introducción

Las macroalgas son un componente fundamental de los arrecifes coralinos debido a las diversas funciones que llevan a cabo, por ejemplo son bioconstructoras, contribuyen a la producción primaria, forman parte de las redes tróficas, son alimento de peces e invertebrados como erizos y moluscos, crean refugios y son sitios de oviposición de varias especies de invertebrados y además son competidoras por espacio con los corales cuando los arrecifes se encuentran en un estado de degradación (Jompa & McCook 2003). A pesar de su importancia, las presiones antropogénicas están alterando los patrones y procesos que estructuran a las comunidades arrecifales y las macroalgas son vulnerables a tales presiones (Martins 2012, Brizon *et al.* 2017, Portugal 2017). Por ejemplo, contaminantes y estructuras físicas (Kaiser *et al.* 2005), extracción de recursos biológicos y turismo (Davenport & Davenport 2006), presencia de basura marina (Oigman-Pszczol & Creed 2011), urbanización de áreas costeras y sobrepesca (Halpern *et al.* 2012), son factores que contribuyen a la degradación del arrecife y favorecen el establecimiento de especies oportunistas de macroalgas que sustituyen a las perennes, resultando en una pérdida de biodiversidad (Díez *et al.* 1999, Wilkinson 2008, Scherner *et al.* 2013).

Entre los principales factores físicos que determinan la distribución y abundancia de las macroalgas se encuentran la temperatura del agua (Tsai *et al.* 2004, Villaca *et al.* 2010), salinidad (Lüning 1990), intensidad lumínica (Castro *et al.* 2010), patrones de mareas, oleaje, nutrientes (Piazzi *et al.* 2002) y sedimentación (Airoldi 2000, Piazzi *et al.* 2002, Florez-Leiva *et al.* 2009) y entre los bióticos se encuentra la herbivoría (McManus *et al.* 2000) y bioerosión

(Carballo *et al.* 2008).

En México, los arrecifes coralinos son afectados principalmente por la introducción de especies exóticas, contaminación por el uso de protectores solares, descargas de aguas residuales domésticas e industriales no tratadas, derrames de hidrocarburos y desechos sólidos, así como el anclaje de botes y daños por buzos que provocan la fragmentación del hábitat (Santander-Monsalvo *et al.* 2018). Particularmente, en la región de Zihuatanejo, las presiones que enfrentan los arrecifes son sedimentación, alta concentración de nutrientes, sobrepesca y mortalidad de corales (Nava & Ramírez-Herrera 2011, Nava *et al.* 2014, López *et al.* 2017).

Playa Coral es un arrecife poco estudiado desde el punto de vista ecológico. Los trabajos realizados hasta el momento son de tipo florístico con descripciones de las especies registradas (Dawson 1959, Chávez 1972, Ortega *et al.* 1988, Salcedo *et al.* 1988). Recientemente Mateo-Cid & Mendoza-González (2012) realizaron un estudio en siete localidades de la costa noroccidental de Guerrero, incluyendo Playa Coral, en las zonas intermareal y submareal, su análisis es biogeográfico y concluyeron que la ficoflora es mixta, es decir, consiste de especies tropicales y templadas.

Por lo tanto, el presente trabajo representa el primer estudio cuantitativo en el arrecife de Playa Coral y tiene como objetivo determinar la estructura de los ensamblajes macroalgales y su variabilidad espacio-temporal.

Material y métodos

Área de estudio - Playa Coral está ubicada al suroeste de Isla Ixtapa (17° 40'30.7"N



Figura 1. Mapa de la región de Ixtapa-Zihuatanejo, Guerrero. Playa Coral de Isla Ixtapa (imagen tomada de Google Maps ©).

101° 39'24.3''O) en Zihuatanejo, Guerrero (Fig. 1). El sitio de estudio se encuentra en la parte oeste de la playa, se delimita en la rompiente de olas, siendo el lugar más somero del arrecife, en este punto se extienden formaciones coralinas de aproximadamente 10 m de longitud, en donde predominan especies de *Pocillophora* (Lamarck 1816) y *Porites* (Link 1807). Muchas de las colonias coralinas presentaron puntas blanquecinas. Conforme aumenta la profundidad los corales se distribuyen en parches de 1-2 m de longitud máxima y terminan esparcidos en una plancha de arena con rocas aisladas a los cinco metros de profundidad. El fondo consiste de coral muerto, arena y roca. La visibilidad fue de un metro en promedio durante todos los muestreos. En el sitio de estudio predominaron parches de céspedes, coralinas costrosas y articuladas como *Amphiroa* (J.V.Lamouroux) y arbustos

pequeños de *Halimeda discoidea* (Dcaisne). También se observaron moluscos del género *Octopus* (Cuvier 1798), erizos como *Diadema mexicanum* (A. Agassiz 1863) y *Echinometra vanbrunti* (A. Agassiz 1863), esponjas del género *Haliclona* (Grant 1841) y una diversidad de especies de peces como mariposa *Johnrandallia nigrirostris* (Gill 1862), Idolo moro *Zanclus cornutus* (Linnaeus 1758) y Arcoiris de cortes *Thalassoma lucasanum* (Gill 1862).

Trabajo de campo - Se realizaron tres muestreos, todos en época de lluvias, cubriendo un área de 150 m². Se colocaron en el fondo del arrecife tres transectos de 50 m de longitud, dos en julio de 2011 y uno en julio del 2012. A lo largo de cada transecto, se colocaron cuadrantes de 50 x 50 cm cada cinco metros, para registrar datos de porcentaje de cobertura de grupos funcionales de macroalgas (Littler & Littler 1984) y formas de crecimiento algal (Díaz-Pulido et al. 2007), así como el

tipo de sustrato: coral vivo, coral muerto, roca y cascajo. Se tomaron muestras de 10 x 10 cm de las macroalgas más abundantes dentro de los cuadrantes de 50 x 50 cm. Las muestras fueron colectadas manualmente con cincel, martillo y espátula y colocadas en bolsas de plástico. Las muestras fueron preservadas en formol glicerinado al 4 % con agua marina, se incorporaron a la Colección de macroalgas del Pacífico Tropical Mexicano de la Sección de Algas del Herbario de la Facultad de Ciencias (FCME-PTM) de la Universidad Nacional Autónoma de México, con sus respectivos números de la colección (PTM 9475-9535 y PTM 9152-9165). La identificación taxonómica se realizó de acuerdo con los trabajos de Taylor (1945), Dawson (1960a, 1960b, 1961, 1962), Abbott & Hollenberg (1976), Norris & Jonhansen (1981).

Se obtuvo la frecuencia relativa de cada especie con la siguiente fórmula: $Fr = \text{Frecuencia absoluta de la especie} \times (100) / \text{Sumatoria frecuencias absolutas de todas las especies}$.

El porcentaje de cobertura algal y sustrato se transformaron de coberturas absolutas en unidades de cm^2m^2 . En una unidad de muestreo de un 1 m^2 hay cuatro cuadrantes de 0.50 m^2 equivalentes al 100% de cobertura y a $2,500 \text{ cm}^2$ cada uno. Por ejemplo: el 50% de cobertura algal equivale a $1,250 \text{ cm}^2$ en una unidad de muestreo de 0.50 m^2 , por lo tanto $1,250 \text{ cm}^2 \times 4 = 5,000 \text{ cm}^2\text{m}^2$.

Se realizaron análisis de varianza (ANDEVA, 95 % de confianza) para determinar si: a) el porcentaje de cobertura macroalgal está influenciado a su vez por el tipo de sustrato, profundidad, ensamblajes algales o año de muestreo y b) la cobertura de sustrato está influenciada por el sustrato, profundidad, ensamblaje algal, año o porcentaje de cobertura macroalgal.

En el presente trabajo se definieron las abreviaturas, transecto uno (T1), transecto dos (T2), transecto tres (T3). Los grupos morfofuncionales establecidos fueron filamentosos (FIL), costroso (COS), calcáreo articulado (ART) y ampliamente ramificado (CAR). Las formas de crecimiento presentes fueron céspedes (CES) y arbustos (ARB). Sustratos: coral vivo (CV), coral muerto (CM), roca (RO) y cascajo (CAS).

Resultados

Se encontró un total de 43 especies, 32 Rhodophyta, 10 Chlorophyta y una Ochrophyta-Phaeophyceae (Tabla 1). Dieciocho especies se registraron en ambos años en los tres transectos, diez especies se encontraron exclusivamente en el 2011 y cinco en el 2012. Con respecto a la frecuencia de especies, seis fueron altamente frecuentes, 20 tuvieron frecuencia intermedia y 17 fueron poco frecuentes (Tabla 1).

Los grupos morfofuncionales que presentaron las mayores coberturas a lo largo de todo el estudio fueron COS y ART. Las algas FIL y COS disminuyeron notablemente su cobertura entre años, de $28,000\text{-}3,200 \text{ cm}^2\text{m}^2$ y de $48,000\text{-}6,000 \text{ cm}^2\text{m}^2$ respectivamente, en contraste con ART, las cuales aumentaron de $30,500\text{-}39,000 \text{ cm}^2\text{m}^2$ y las CAR mostraron una variación mínima en ambos años, de $6,000\text{-}3,700 \text{ cm}^2\text{m}^2$ (Fig. 2). Con respecto a las formas de crecimiento, los CES aumentaron su cobertura del 2011 al 2012 ($21,500\text{-}37,500 \text{ cm}^2\text{m}^2$), en contraste con ARB, que disminuyó su cobertura ($18,000\text{-}3,500 \text{ cm}^2\text{m}^2$) (Fig. 2). Los CES de Playa Coral son un ensamblaje de diferentes especies y grupos morfofuncionales de algas de menos de dos centímetros de altura, con talos ramificados y estrechamente entrelazados, conformados

Tabla I. Distribución temporal de especies macroalgales registradas en playa Coral. + presencia. Los transectos uno y dos pertenecen al año 2011 y el transecto 2012.

Especies	Frecuencia relativa	2011	2012
Rhodophyta			
<i>Amphiroa beauvoisii</i>	0.077	+	+
<i>A. misakiensis</i>	0.061	+	+
<i>A. rigida</i>	0.009	+	
<i>A. valonioides</i>	0.003	+	
<i>Ceramium affine</i>	0.019	+	+
<i>C. macilentum</i>	0.016	+	+
<i>C. zacaе</i>	0.022	+	+
<i>Champia parvula</i>	0.016	+	+
<i>Chondria aff. repens</i>	0.022	+	+
<i>Cryptonemia aff. obovata</i>	0.042	+	+
<i>Dasya sinicola</i>	0.009	+	
<i>Gayliella flaccida</i>	0.067	+	+
<i>Gelidium mcNabbianum</i>	0.003		
<i>G. aff. pusillum</i>	0.016	+	+
<i>Gracilaria aff. veloroe</i>	0.022	+	+
<i>Grateloupia versicolor</i>	0.029	+	+
<i>Herposiphonia aff. hollenbergii</i>	0.006	+	
<i>H. littoralis</i>	0.012	+	+
<i>H. plumula</i>	0.042	+	+
<i>Hypnea johnstoni</i>	0.003	+	
<i>H. pannosa</i>	0.045	+	+
<i>H. spinella</i>	0.022	+	+
<i>Jania tenella</i>	0.009	+	+
<i>Lithophyllum sp.</i>	0.048	+	+
<i>Neosiphonia sertularioides</i>	0.048	+	+
<i>Parviphycus antipae</i>	0.009	+	
<i>Peyssonnelia aff. rubra</i>	0.019	+	+
<i>P. rubra</i>	0.035	+	+
<i>Pleonosporium sp.</i>	0.022	+	+
<i>Porphyra sp.</i>	0.016	+	+
<i>Pterocladia caloglossoides</i>	0.003	+	
<i>Veleroa subulata</i>	0.003		+
Chlorophyta			
<i>Bryopsis pennata</i>	0.067	+	+
<i>Caulerpa chemnitzia</i>	0.003		+
<i>C. sertularioides</i>	0.016	+	
<i>Chlorodesmis hildebrandtii</i>	0.016	+	
<i>Cladophora aff. microcladioides</i>	0.038	+	+
<i>C. aff. sericea</i>	0.003		+
<i>Derbesia aff. marina</i>	0.029	+	+
<i>Halimeda discoidea</i>	0.019	+	+
<i>Ulva aff. intestinalis</i>	0.006	+	
<i>Ulva sp.</i>	0.003	+	
Ochrophyta			
<i>Ralfsia sp.</i>	0.006		+

principalmente por *Bryopsis pennata* J.V.Lamouroux, *Ceramium affine* Setchell & N.L.Gardner, *Grateloupia versicolor* (J. Agardh) J. Agardh, *Hypnea pannosa* J. Agardh y *Pterocliadiella caloglossoides* (M. Howe) Santelices.

La variación espacial de la cobertura de los grupos morfofuncionales, formas de crecimiento y tipos de sustratos a lo largo del transecto se muestra en las figuras 3, 4, 5; por ejemplo el T2 presentó el siguiente patrón, la cobertura fue baja en el primer tercio del transecto (1.9-2.8 m de profundidad), aumentó en el segundo tercio (3.8-4.2 m de profundidad) y al final del transecto, disminuyó (4.2-4.5 m). Particularmente, las ARB variaron de 1,000 cm²m² (metro 10), 5,000 cm²m² (metro 35), 2,500 cm²m² (metro 45) y 2,000 cm²m² (metro 50) (Fig. 4).

No se encontró un patrón claro entre los grupos morfofuncionales y formas de crecimiento con los tipos de sustrato. En

el 2011, los CES se registraron sobre RO y CM, mientras que las ARB crecieron sobre CV, CM y RO. Los FIL, ART y COS se encontraron en los tres sustratos en el 2012 (Fig. 3, 4, 5).

La distribución de las especies en los transectos presentó dos patrones generales, continuo y discontinuo como se muestra en las figuras 6, 7, 8, donde se incluyeron las especies más representativas de cada transecto; e.g. en el T1, *Bryopsis pennata* presentó una distribución continua del metro 0-20 y discontinua del metro 25-55 m, *Chondria aff. repens* presentó una distribución estrecha y discontinua, *Peyssonnelia rubra* con distribución estrecha continua y *Neosiphonia sertularioides* presentó una distribución amplia y discontinua (Fig. 6). En el T2 *Gayliella flaccida* (Harvey ex Kützing) T.O. Cho & L.J.McIvor tuvo una distribución continua y amplia porque se presentó a todo lo largo del transecto (metros 5-50).

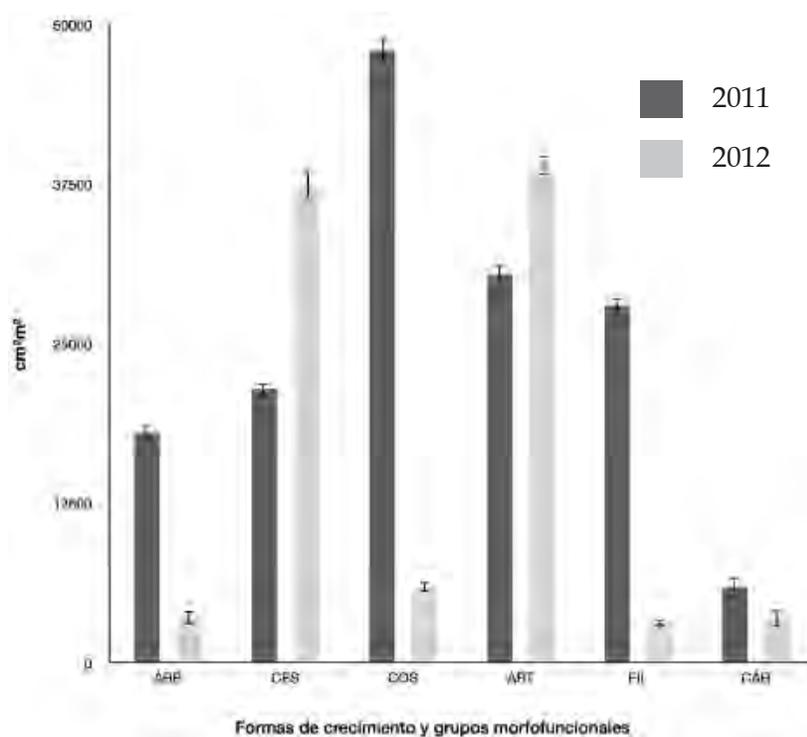


Figura 2. Variación de la cobertura macroalgal en Playa Coral, Isla Ixtapa. ARB arbustiva, CES cespitosa, COS costroso, ART articulado, FIL filamentosos y CAR carnoso.

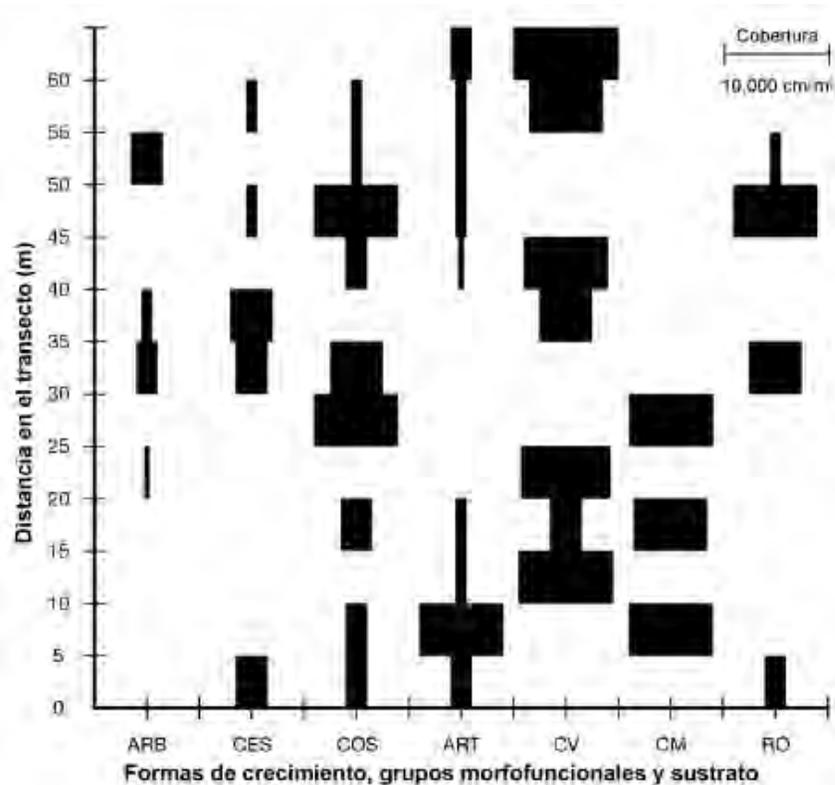


Figura 3. Variación espacial de la cobertura en 2011 a lo largo del T1 (transecto 1) de las formas de crecimiento ARB (arbustivas) y CES (cespitosas), grupos morfofuncionales COS (costroso), ART (articulado) y los sustratos CV (coral vivo), CM (coral muerto) y RO (roca). Las FIL (filamentosas), CAR (carnosas) y el CAS (cascajo) no se presentaron en el transecto.

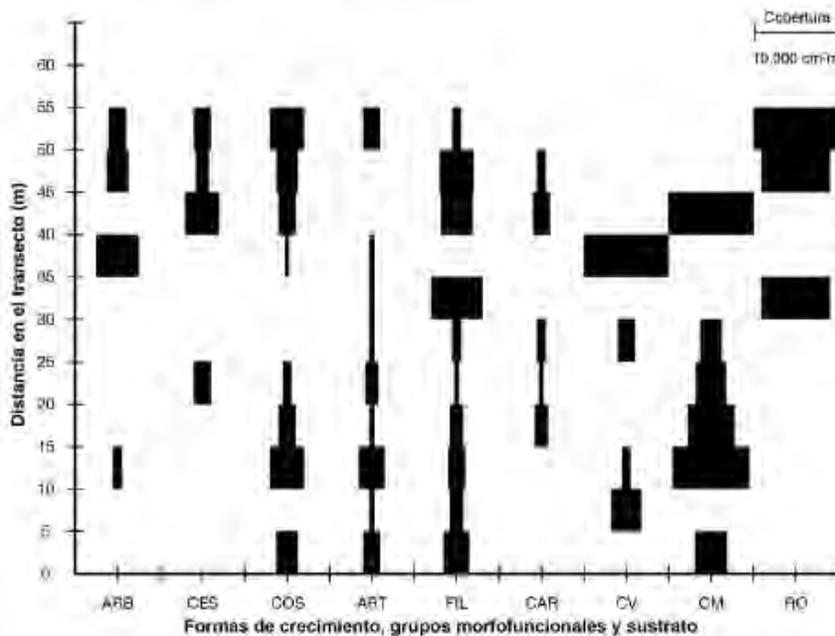


Figura 4. Variación espacial de la cobertura en 2011 a lo largo del T2 (transecto 2), de las formas de crecimiento ARB (arbustivas) y CES (cespitosas), grupos morfofuncionales COS (costroso), ART (articulado), FIL (filamentoso) y CAR (carnoso) y los sustratos CV (coral vivo), CM (coral muerto) y RO (roca). El CAS (cascajo) no se encontró en el transecto.

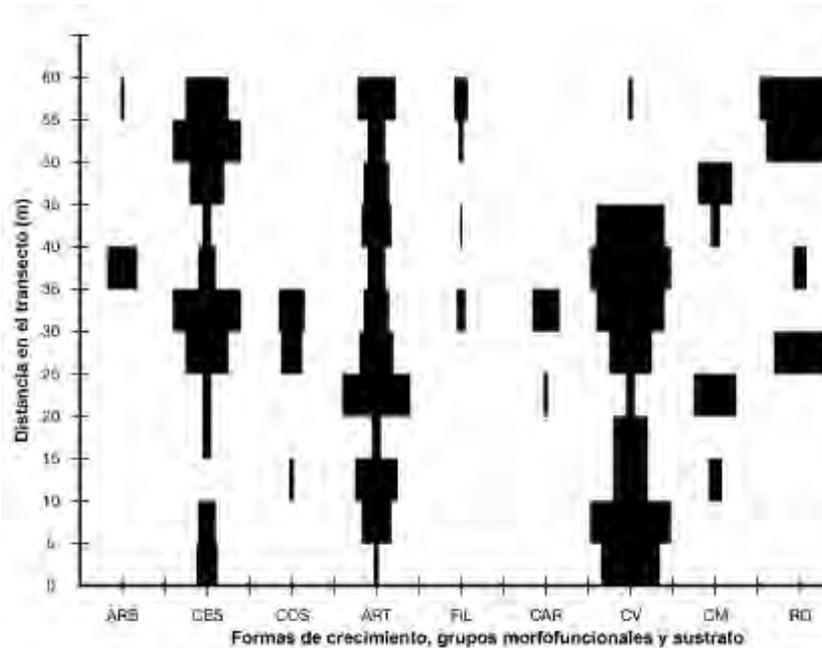


Figura 5. Variación espacial de la cobertura en 2011 a lo largo del T3 (transecto 3), de las formas de crecimiento ARB (arbustivas) y CES (cespitosas), grupos morfofuncionales ART (articulado), COS (costroso), CAR (carnoso) y FIL (filamentoso) y los sustratos CV (coral vivo), CM (coral muerto), RO (roca) y CAS (cascajo).

Peyssonnelia rubra (Greville) J.Agard tuvo una distribución discontinua y estrecha ya que se encontró en los metros 25-30 y 40. *Amphiroa beauvoisii* J.V.Lamouroux, tuvo un patrón discontinuo y amplio ya que se registró en los metros 0, 5, 15, 20, 30, 35, 40, 45 y 50 (Fig. 7). En el T3, *Amphiroa misakiensis* presenta una distribución continua y amplia, *Ceramium zacaе* presenta una distribución amplia y discontinua, *Gayliella flaccida* tiene una distribución estrecha discontinua y *Grateloupia versicolor* presenta una distribución estrecha continua (Fig. 8).

En relación al sustrato, en los dos años, CV tuvo la mayor cobertura 123,500 cm²m², seguido CM 67,000 cm²m², RO 67,000 cm²m² respectivamente y el sustrato con menor cobertura fue CAS de 11,000 cm²m². Los diferentes sustratos mostraron cambios de cobertura del 2011 al 2012 (Fig. 3). El CV varió de 67,000-56,500 cm²m²; CM de 142,000-11,500 cm²m² y CAS varió de 0-11,000 cm²m² (Fig. 9).

No se encontraron diferencias estadísticas significativas entre el porcentaje de cobertura macroalgal y el tipo de sustrato ($F_{0.1709,4} = 1.67, p > 0.05$), la profundidad ($F_{0.3623,13} = 1.12, p > 0.05$),

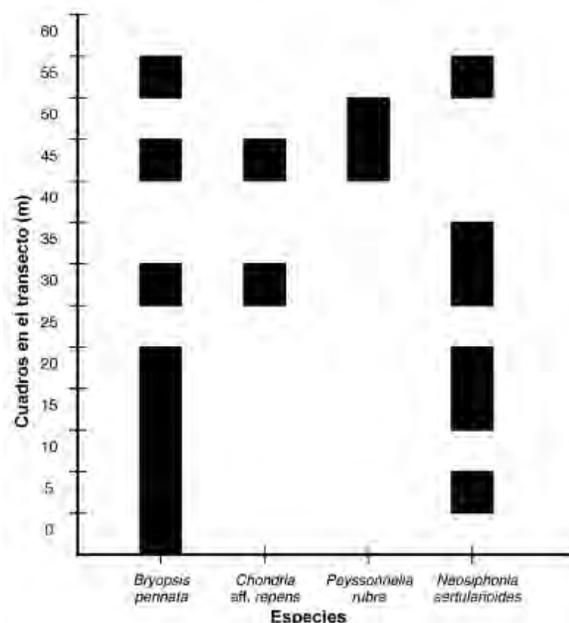


Figura 6. Patrones de distribución de cuatro especies a lo largo del T1 (transecto 1).

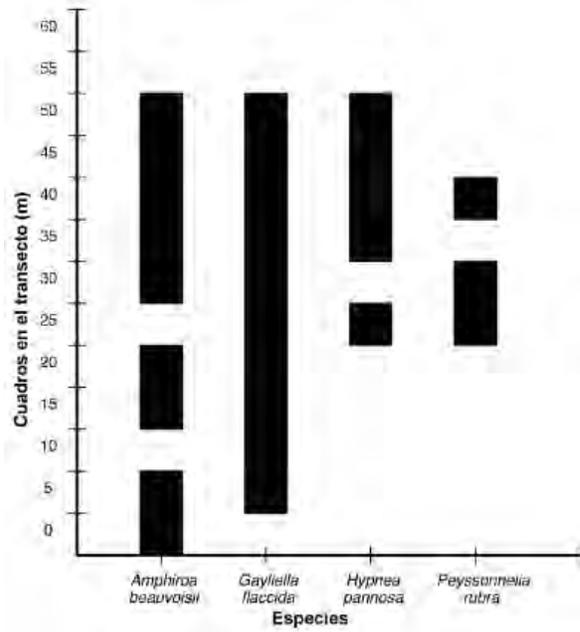


Figura 7. Patrones de distribución de cuatro especies a lo largo del T2 (transecto 2).

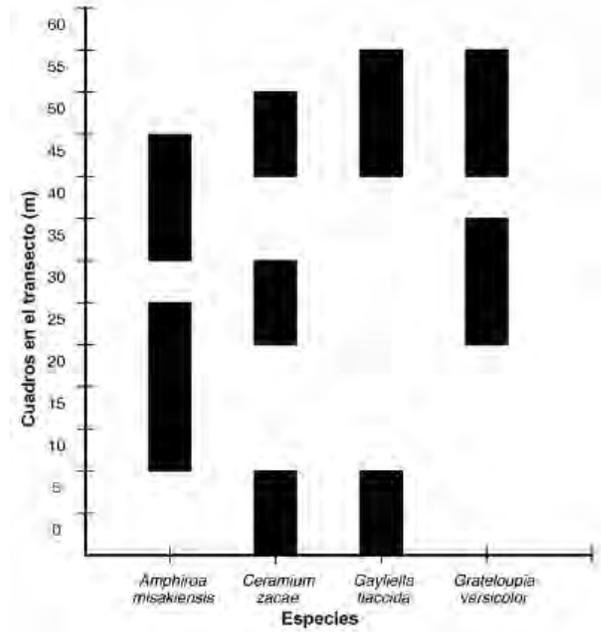


Figura 8. Patrones de distribución de cuatro especies a lo largo del T3 (transecto 3).

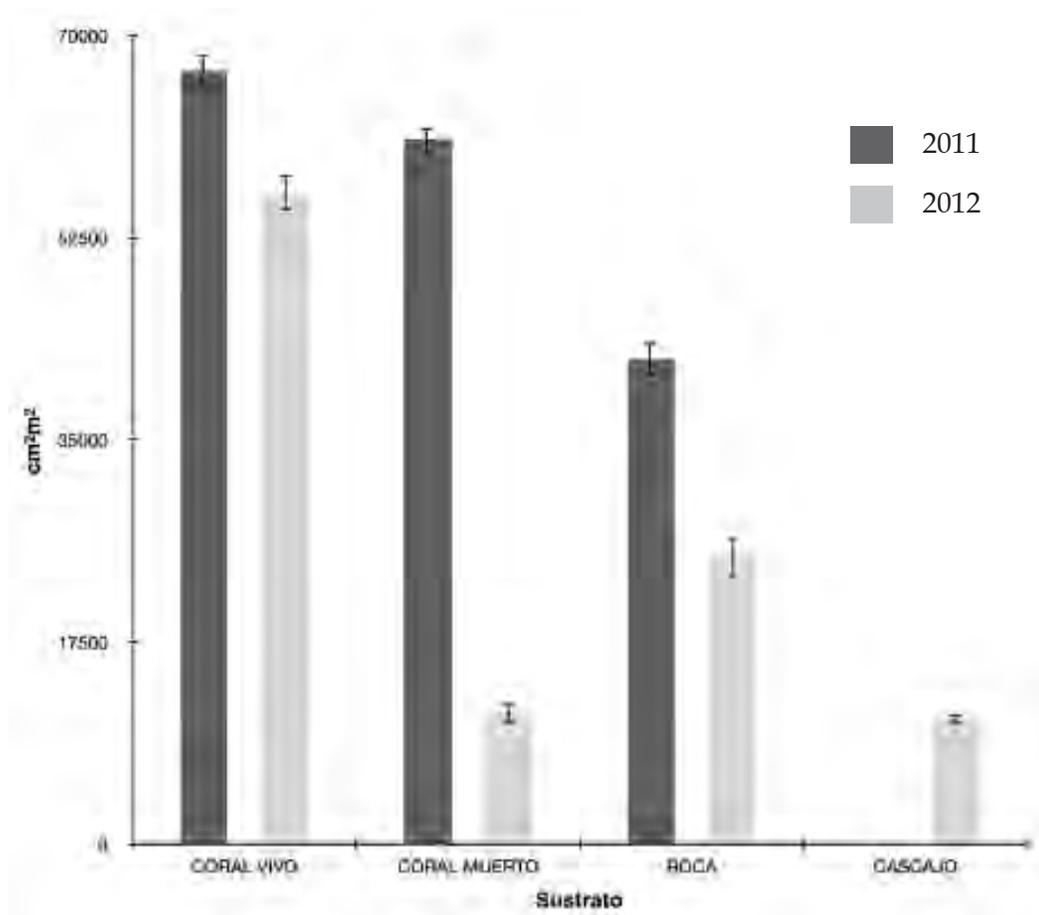


Figura 9. Variación de porcentaje de cobertura de sustratos en el 2011 y 2012.

ensamblajes algales ($F_{0.3845,9} = 1.09, p > 0.05$) o el año de muestreo ($F_{0.0529,1} = 1.09, p > 0.05$). Tampoco se encontraron diferencias significativas entre el porcentaje de cobertura del sustrato y tipo de sustrato ($F_{0.87,3} = 3.31, p > 0.05$), los ensamblajes algales ($F_{0.5806,9} = 0.84, p > 0.05$), el año del muestreo ($F_{0.0759,1} = 3.31, p > 0.05$) y el porcentaje de cobertura de las macroalgas ($F_{0.1447,12} = 1.55, p > 0.05$). Sin embargo, hubo diferencias significativas entre la cobertura del sustrato con respecto a la profundidad ($F_{0.0002,13} = 4.25, p < 0.05$).

Discusión

Los resultados de este estudio sobre la estructura de los ensamblajes algales de Playa Coral mostraron variaciones en riqueza, composición, cobertura y frecuencia, así como tipo y cobertura de sustrato entre años. En relación a la composición, los trabajos previos en esta localidad, se han realizado principalmente en el intermareal (Dawson 1959, 1960a, 1960b, 1961, 1962, Chávez 1972, Norris & Johansen 1981, Ortega *et al.* 1988, Salcedo *et al.* 1988, Dreckmann 2002, Mateo-Cid & Mendoza-González 2012), sólo en dos de éstos, se cuenta con cuatro registros de especies para el submareal (Chávez 1972, Mateo-Cid & Mendoza-González 2012). Se compartieron nueve especies con los trabajos antes mencionados, *Amphiroa beauvoisii*, *A. misakiensis* Yendo, *Caulerpa chemnitzia* (Esper) J.V. Lamouroux, *Caulerpa sertularioides* (S.G.Gmelin) M.Howe, *Chlorodesmis hildebrandtii* A.Gepp & E.S. Gepp, *Gayliella flaccida*, *Halimeda discoidea*, *Hypnea pannosa* y *Jania tenella* (Kützing) Grunow. Hubo una mayor cantidad de especies compartidas con el trabajo de Mateo Cid & Mendoza-González (2012), *Derbesia aff. marina* (Lyngbye) Solier, *Gelidium pusillum* (Stackhouse) Le Jolis, *Hypnea spinella* (C. Agard) Kützing, *Neoralgsia*

hancockii (E.Y.Dawson) D.León-Alvárez & M.L.Nuñez-Reséndiz y *Ulva intestinalis* Linnaeus, entre otras. La presencia de las especies está determinada por sus capacidades de respuesta a las presiones abióticas (Kautsky & Van der Maarel 1990, Airoidi & Cinelli 1997, Carballo *et al.* 2002, Irving & Connell 2002, Piazzini *et al.* 2002, Balata *et al.* 2007), bióticas (Davis & Fourqurean 2001) y características reproductivas (Garduño *et al.* 2003). Por lo tanto, es necesario llevar a cabo un trabajo sistemático en Playa Coral en el que se incremente el número de transectos en diferentes épocas del año y con ello determinar si efectivamente la riqueza es similar y si existe una flora particular para cada temporada.

Los ensamblajes macroalgales de Playa Coral estuvieron dominados por especies con frecuencia media y baja. Las especies con frecuencia relativa alta fueron escasas. Las diferencias en frecuencia de las especies se pueden relacionar con sus capacidades de respuesta a las variaciones en los factores abióticos como luz, movimiento de agua, disponibilidad de nutrientes, sedimentación y temperatura. Estos factores varían en función de la profundidad, los cuales son más extremos y más variables en las zonas someras que en las profundas (Sanders 1968, Jackson 1972, Hiscock 1985, Garrabou *et al.* 2002), e.g. en hábitats someros el efecto de la hidrodinámica es más grande sobre los ensamblajes de macroalgas resultando en una variabilidad más alta (Garrabou *et al.* 2002).

Las algas costrosas mostraron una cobertura mayor que en los estudios previos realizados en la región, e.g., *Lithophyllum philippi* en Zacatoso (Pizá 2013, Vázquez 2013, Saldivar-Cruz 2019) y el grupo costroso en playa Manzanillo (Nava & Ramírez-Herrera 2011). El grupo de las algas costrosas presenta una distribución amplia a nivel mundial, desde

el intermareal rocoso hasta profundidades de 268 m (Björk *et al.* 2013) y son un componente importante de los arrecifes coralinos (Vroom *et al.* 2006, Díaz-Pulido & McCook 2008, Díaz-Pulido *et al.* 2010, Villaca *et al.* 2010), biogénicos (Ballesteros 2006) y rocosos (Balata *et al.* 2005). Las coralinas costrosas como *Lithophyllum* en Playa Coral se adhieren totalmente a sustratos duros y estables, como rocas, corales muertos o blanqueados y su presencia constante se debe a que son resistentes a las perturbaciones físicas como hidrodinámica intensa y corrosión (Björk *et al.* 2013) y biológicas como herbivoría (Steneck 1986).

En el 2012, el grupo de los CES obtuvo la mayor cobertura en Playa Coral. Esta forma de crecimiento también fue reportada en los arrecifes Caleta de Chon (Moncada-García 2018) y en Zacatoso (Saldívar-Cruz 2019), Zihuatanejo. Los céspedes son reportados constantemente en diferentes ecosistemas marinos, como arrecifes rocosos (Airolodi *et al.* 1995, Airolodi 2000, Balata & Piazzini 2008), coralinos (Florez-Leiva *et al.* 2009, Hurrey *et al.* 2013) en las zonas intermareal (Airolodi 2001) y submareal (Airolodi & Cinelli 1997, Airolodi 1998, Airolodi & Virgilio 1998, Anderson *et al.* 2005, Bahartan *et al.* 2010, Díaz-Pulido *et al.* 2010) y están asociados a altos aportes de sedimentos y nutrientes provenientes de tierra principalmente debido a la deforestación (Nava & Ramírez-Herrera 2011, López *et al.* 2017). Los céspedes reportados en Caleta de Chon y Zacatoso están asociados a altas tasas de sedimentación (Moncada-García 2018, Saldívar-Cruz 2019). A pesar de que en este estudio no se cuantificó la tasa de sedimentación es probable que en Playa Coral haya un importante aporte de sedimentos debido al incremento de la actividad turística. Por lo tanto, es

necesario incorporar en estudios futuros la medición de la sedimentación en este arrecife.

El grupo FIL se encontró en todos los sustratos con diferentes coberturas y no se registró en el cascajo, lo cual contrastó con el estudio de González-Pizá (2013), en donde este grupo predominó solo en coral vivo. La predominancia de las filamentosas también ha sido observada en otros arrecifes alrededor del mundo (Baird & Hughes 2000, Birrell *et al.* 2005, Bender *et al.* 2012). La presencia constante de este grupo se ha explicado por las respuestas diferenciales en su relación con los corales, es decir, hay propiedades particulares de las especies de algas relacionadas con los mecanismos que afectan el tejido o crecimiento del coral como son el sobrecrecimiento de algas, sombreado, abrasión o efectos químicos (Jompa & McCook 2003). Se necesitan estudios enfocados en determinar la relación especie de alga-especie de coral, para determinar los factores o condiciones ambientales que influyen en la presencia de algas filamentosas sobre el coral vivo.

La presencia de filamentosas y alta cobertura de coral muerto son indicadores de degradación (Díaz-Pulido & McCook 2003, Birrell *et al.* 2005, Díaz-Pulido & McCook 2008), tomando en cuenta que las presiones antropogénicas como el turismo, cambio de uso de suelo, anclaje de embarcaciones, actividades recreativas como el buceo provocan la remoción de sedimentos del fondo, es muy probable que estén ocasionando estrés a las comunidades coralinas, por lo que es necesario seguir realizando estudios en la localidad para caracterizar el tipo de degradación que presenta y definir iniciativas para la conservación del arrecife.

A pesar que no hubo diferencias significativas entre las coberturas algales en

los diferentes sustratos, el gradiente de profundidad puede estar influyendo en el incremento de las coberturas. Hasta los dos metros de profundidad, la cobertura algal es menor, sugiriendo que factores como la hidrodinámica y el oleaje, los cuales son más intensos en la zona somera (Garrabou *et al.* 2002), pueden estar provocando el desprendimiento de los talos. También la abrasión por sedimentos debida a dichos factores puede estar jugando un papel importante en la disminución de la cobertura de las algas (Airoidi 2003).

En Playa Coral se encontró que la profundidad no fue significativa en la composición y distribución de las especies de algas. Sin embargo, la estructura de las comunidades de uno a dos metros y de dos a cuatro metros de profundidad es distinta. Factores como la luz, la concentración de nutrientes y sedimentación, pueden estar determinando las diferencias observadas en composición, cobertura y distribución. Estos factores han sido considerados como determinantes de la estructura de las comunidades algales en otras regiones (Airoidi *et al.* 1995, Fabricius *et al.* 2005, Díaz-Pulido *et al.* 2008).

Finalmente, Playa Coral alberga una alta biodiversidad de macroalgas que debe seguir siendo investigada, sobre todo considerando que el deterioro de los ecosistemas marinos se está acelerando debido a las actividades antropogénicas y que esta playa es uno de los sitios recreativos más importantes dentro del destino turístico de Ixtapa-Zihuatanejo. Los resultados de este estudio pueden ser la base de programas de monitoreo con el objetivo de detectar amenazas y el grado de presión antropogénica.

Agradecimientos

A CONACyT por el apoyo otorgado

al Proyecto “Conservación de la biodiversidad arrecifal de la región de Zihuatanejo, Guerrero: Macroalgas, Peces y Corales hermatípicos” del Programa Fondos Mixtos CONACYT-Guerrero 000000000107999. A la Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación-Zihuatanejo, Escuela Nacional de Estudios Superiores Unidad Morelia, Universidad Nacional Autónoma de México de la UNAM, por permitirnos el uso de las instalaciones. A Carlos Candelaria Silva por el valioso apoyo técnico, específicamente en los muestreos subacuáticos y en la identificación de las macroalgas. A D.I. Rubén Castro Molina por su apoyo en la elaboración de gráficas. Dos revisores anónimos realizaron valiosos comentarios que ayudaron a mejorar el presente trabajo.

Referencias

- Abbott, I.A. & G.J. Hollenberg. 1976. Marine algae of California. Stanford University Press, California, 827 pp.
- Airoidi, L. 1998. Roles of disturbance, sediment stress, and substratum retention on spacial dominance in algal turf. *Ecology* 79:2759-2770.
- Airoidi, L. 2000. Effects of disturbance, life histories, and over-growth on coexistence of algal crusts and turfs. *Ecology* 81: 798-814.
- Airoidi, L. 2001. Distribution and morphological variation of low-shore algal turfs. *Marine Biology* 138:1233-1239.
- Airoidi, L. 2003. The effects of sedimentation on rocky coast assemblages. *Annual Review* 41:161-236.
- Airoidi, L. & F. Cinelli. 1997. Effects of sedimentation on subtidal macroalgal assemblages: an experimental study from a Mediterranean rocky shore. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 215: 269-288.
- Airoidi, L., F. Rindi & F. Cinelli. 1995. Structure, seasonal dynamics and reproductive phenology of a filamentous turf assemblage on a sediment influenced, rocky subtidal shore. *Botanica Marina* 38: 227-237.
- Airoidi, L. & V. Virgilio. 1998. Responses of turf-forming algae to spatial variations in the deposition of sediments. *Marine Ecology Progress Series* 165:271-282.
- Anderson, R.J., C. McKune, J.J. Bolton, O. De Clerck & E. Tronchin. 2005. Patterns in subtidal seaweed communities on coral-dominated reefs at Sodwana Bay on the

- KwaZulu-Natal coast, South Africa. *African Journal Marine Science* 27:529-537.
- Bahartan, K., M. Zibdah, Y. Ahmed, A. Israel, I. Brickner & A. Abelson. 2010. *Marine Pollution Bulletin* 60: 759-764.
- Baird, A.H. & T.P. Hughes. 2000. Competitive dominance by tubular corals: an experimental analysis of recruitment and survival of understorey assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 251:117-132.
- Balata, D. & L. Piazzi. 2008. Patterns of diversity in rocky subtidal macroalgal assemblages in relation to depth. *Botanica Marina*. 51: 464-471.
- Balata, D., L. Piazzi, E. Cecchi & F. Cinelli. 2005. Variability of Mediterranean coralligenous assemblages subject to local variation in sediment deposition. *Marine Environmental Research* 60: 403-421.
- Balata, D., L. Piazzi & F. Cinelli. 2007. Increase of sedimentation in a subtidal system: Effects on the structure and diversity of macroalgal assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 351: 73-82.
- Ballesteros, E. 2006. Mediterranean coralligenous assemblages a synthesis of present knowledge. *Oceanography and Marine Biology* 44:123-195.
- Bender, D., G. Diaz-Pulido & S. Dove. 2012. Effects of macroalgae on corals recovering from disturbance. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 429: 15-19.
- Birrell, C.L., J.L. McCook & B.L. Willis. 2005. Effects of algal turfs and sediment on coral settlement. *Marine Pollution Bulletin* 51: 408-414.
- Björk, M., M. Mohammed, M. Björklund & A. Semesi. 2013. Coralline Algae, important coral-reef builders threatened by pollution. *Ambio* 24(7-8): 502-505.
- Brizon, A., F. Lopez, M.O. Soares, P. Antunes, J.M. Castro. 2017. Structure of macroalgal communities on tropical rocky shores inside and outside a marine protected area. *Marine Environmental Research* 130:150-156.
- Carballo, J.L., C. Olabarria & O.T. Garza. 2002. Analysis of four macroalgal assemblages along the Pacific Mexican coast during and after the 1997-1998 El Niño. *Ecosystems* 5: 749-760.
- Carballo, J.L., J.A. Cruz, H. Nava & E. Bautista. 2008. Esponjas perforadoras de sustrato calcáreo. Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad y el Instituto de Ciencias del mar y Limnología, México, 121 pp.
- Castro, P., M. Huber & M.S. Knight. 2010. *Marine Biology*. California State Polytechnic University, U.S.A, 444pp.
- Chávez, M.L. 1972. Estudio de la flora marina de la Bahía de Zihuatanejo y lugares adyacentes. p 7, In: *Memorias IV Congreso Nacional Oceanográfico*, México.
- Davenport, J. & J.L. Davenport. 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments: a review. *Estuarine Coast Shelf Science* 67: 280-292.
- Davis, B.C. & J.W. Fourqurean. 2001. Competition between the tropical alga. *Halimeda incrassata*, and the seagrass, *Thalassia testudinum*. *Aquatic Botany* 71: 217-232.
- Dawson, E.Y. 1959. Marine algae from the 1958. Cruise of the *Stella Polaris* in the Gulf of California. Los Angeles County Museum of Natural History, *Contributions in Science* 27: 1-39.
- Dawson, E. Y. 1960a. New records of marine algae from Pacific Mexico and Central America. *Pac. Nat.* I (19/20): 31-52.
- Dawson, E. Y. 1960b. Marine red algae of Pacific Mexico. Part 3. Cryptonemiales, Corallinaceae subfam. Melobesioidea. *Pac. Nat.* 3: 3-125.
- Dawson, E.Y. 1961. A guide to the literature and distributions of Pacific benthic algae from Alaska to the Galapagos Islands. *Pacific Science* 15: 370-461.
- Dawson, E.Y. 1962. Marine red algae of Pacific Mexico. Part 7. Ceramiales: Ceramiaceae Delesseriaceae. *Allan Hancock Pacific Expedition* 26: 1-207.
- Díaz-Pulido, G. & L. J. McCook. 2004. Effects of live coral, epifithic algal communities and substrate type on algal recruitment. *Coral Reefs* 23:225- 233.
- Díaz-Pulido, G. & L. McCook. 2008. State of the Reef Report Environmental Status: Macroalgae (Seaweeds). Australian Government. Great Barrier Reef Marine Park Authority. Australia. 44 pp
- Díaz-Pulido, G., L.J. McCook, Larkum, A.W.D., Lotze, H.K., Raven, J.A., Schaffelke, B., Smith, J.E. & Steneck, R.S. 2007. Vulnerability of macroalgae of the Great Barrier Reef to climate change. In: Johnson, J. & Marshall, P. (Eds). *Climate Change and the Great Barrier Reef*. Johnson, J.E. & Marshall, P.A., Marine Park Authority & The Australian Greenhouse Office. 151-192 pp
- Díaz-Pulido G., L. J. McCook, A.W.D. Larkum, H. K. Lotze, J. A. Raven, B. Schaffelke, J. E. Smiyh & R.S. Steneck. 2008. Cap 7. Vulnerability of Macroalgae of Great Barrier Reef to climate change. Pp 40, falta editores In: *Climate Change and the Great Barrier. Reef*, edición, editorial, ciudad
- Díaz-Pulido, G., S. Harii, L. J. McCook & Hoegh-Guldberg. 2010. The impact of benthic algae on the settlement of a reef-building coral. *Coral Reefs* 29: 203-208.
- Díez, I., A. Secilla, A. Santolaria & J.M. Gorostiaga. 1999. Phytobenthic intertidal community structure along an environmental pollution gradient. *Marine Pollution Bulletin* 38: 463-472.
- Fabricius, K.E., G. De'ath, L. McCook, E. Turak & D.M. Williams. 2005. Changes in algal, coral and fish assemblages along water quality gradients on the inshore Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin* 51: 384-398.
- Florez-Leiva, L., C.A. Rangel, M. Díaz-Ruíz, D. Venera-Pontón & G. Díaz-Pulido. 2009. Respuesta de las especies macroalgales a las adiciones de varios tipos de sedimentos: Un bioensayo en arrecifes del Parque Nacional Tayrona. Colombia. *INTROPICA* 4: 111-119.

- Garduño, S. G., M.Ma.G Oliva & G. Ma. A. García. 2003. Ficología básica: Manual teórico- práctico. Universidad Nacional Autónoma de México. Facultad Iztacala, México, 83 pp.
- Garrabou, J., E. Ballesteros, M. Zabala. 2002. Structure and dynamics of Northwestern Mediterranean rocky benthic communities along a depth gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55: 493-508.
- Google (s.f.). (Mapa de la región de Ixtapa Zihuatanejo en google maps ©). Recuperado el 3 de septiembre 2016, de: <https://www.google.com.mx/maps/@17.654094,101.6050127,13460m/data=!3m1!1e3?hl=es>.
- González-Pizá, L.D. 2013. Diversidad de macroalgas asociadas a comunidades coralinas en Zihuatanejo, Guerrero, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Halpern, B.S., C. Longo, D. Hardy, K.L. Mcleod, J.F. Samhour, S.K. Katona, K. Kleisner, S.E. Lester, J. O'Leary, M. Ranelletti, A.A. Rosenberg, C. Scarborough, E.R. Selig, B.D. Best, D.R. Brumbaugh, F.S. Chapin, L.B. Crowder, K.L. Daly, S.C. Doney, C. Elfes, M.J. Fogarty, S.D. Gaines, K.I. Jacobsen, L.B. Karrer, H.M. Leslie, E. Neeley, D. Pauly, S. Polasky, B. Ris, K. Martin, G.S. Stone, U.R. Sumaila & D. Zeller. 2012. An index to assess the health and benefits of the global ocean. *Nature* 488: 615-622.
- Hiscock, K. 1985. Aspects of the ecology of rocky sublittoral areas. In: *The ecology of rocky coast* (Moore, P.G. & Seed, R., eds) Hodder and Stoughton Educational, Kent, 290-328.
- Hurrey, L.P., C. Roland Pitcher, C.E. Lovelock, S. Schmidt. 2013. Macroalgal species richness and assemblage composition of the Great Barrier Reef seabed. *Mar Ecol Prog Ser.* 492:69-83.
- Irving, A.D. & S.D. Connell. 2002. Interactive effects of sedimentation and microtopography on the abundance of subtidal turf-forming algae. *Phycologia* 41(5): 517-522.
- Jackson, J. B. C. 1972. The ecology of the molluscs of *Thalassia* communities, Jamaica, West Indies. II Molluscan population variability along an environmental stress gradient. *Marine Biology* 14: 304-337.
- Jompa, J. & L. Mc.Cook. 2003. Contrasting effects of turf algae on corals: massive *Porites* spp. are unaffected by mixed-species turfs, but killed by the red algae *Anotrichium* tenuis. *Marine Ecology Progress Series* 258: 79-86.
- Kaiser, M.J., M.J. Attrill, S. Jennings, D.N. Thomas, D.K.A. Barnes, A.S. Brierley, N.V.C. Polunin, D.G. Raffaelli & P.J. le B. Williams. 2005. *Marine Ecology: Processes, Systems, and Impacts* (First published), first ed. Oxford University Press. 557pp.
- Kautsky, H. & E. Van der Marel. 1990. Multivariate approaches to the variation in phytobenthic communities and environmental vectors in the Baltic Sea. *Marine Ecology Progress Series* 60: 169-184.
- Littler, M.M. & D.S. Littler. 1983. Evolutionary Strategies in a Tropical Barrier Reef system: Functional-Form groups of macroalgae. *Journal Phycology* 19: 229-237.
- López, N., C.Candelaria, P. Ramírez-García & D. Rodríguez. 2017. Structure and temporal dynamic of tropical turf-forming macroalgal assemblages of the western coast of México. *Latin American Journal Aquatic Research* 45(2):329-340
- Lüning, K. 1990. *Seaweeds, their environment, biogeography and ecophysiology*. A Wiley Interscience Publications, Nueva York, U.S.A, 527 pp.
- Mateo-Cid, L.E. & A.C. Mendoza-González. 2012. Algas marinas bentónicas de la costa noroccidental de Guerrero, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 83: 905-928.
- Martins, C.D.L. 2012. The impact of coastal urbanization on the structure of phytobenthic communities in southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 64:772-778
- McManus, J.W., L.A.B. Meñez, K.N. Kesner-Reyes, S.G. Vergara & M.C. Ablan. 2000. Coral reefs fishing and coral-algal phase shifts: implications for global reef status. *Journal Marine Science* 57: 572-578.
- Moncada-García, A.I. 2018. Evaluación del impacto de la sedimentación en la estructura de los ensambles algales del arrecife en Caleta de Chón en Zihuatanejo, Guerrero, México. Tesis de licenciatura, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Nava, H. & M.T. Ramírez-Herrera. 2011. Land use changes and impact on coral communities along the central Pacific coast of México. *Environmental Earth Science* 65: 1095-1104.
- Norris, J. & W. Johansen. 1981. *Articulated Coralline Algae of the Gulf of California, México I: Amphiroa Lamouroux*. Smithsonian Institution Press, U.S.A Series, 9: 29.
- Oigman-Pszczol, S.S. & J.C. Creed. 2011. Can patterns in benthic communities be explained by an environmental pressure index? *Marine Pollution Bulletin* 62: 2181-2189.
- Ortega, M.M., J.M. Lopez de Pariza & E. Navarro. 1988. Seasonal changes in the biochemical composition and oxygen consumption of the sea anemone *Actinia equina* as related to body size and shore level. *Marine Biology* 97:137-143.
- Piazz, L., G. Pardi, B. Balata, E. Cecchi & Cinelli F. 2002. Seasonal Dynamics of a Subtidal North-Western Mediterranean macroalgal Community in Relation to Depth and Substrate Inclination. *Botanica Marine* 45: 243-252.
- Pizá L. D. 2013. Diversidad de macroalgas asociadas a comunidades coralinas de Zihuatanejo, Guerrero, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Portugal, A.B. 2017. Structure of macroalgal communities on tropical rocky shores inside and outside a marine protected area. *Marine Environmental Research* 130:150-156.

- Salcedo, S., G. Green, A. Gamboa & P. Gómez. 1988. Inventario de macroalgas y macroinvertebrados bénticos presentes en áreas rocosas de la región de Zihuatanejo, Guerrero, México. *Anales Instituto Ciencias Del Mar y Limnología México* 15 (1):73-96.
- Saldívar-Cruz, T. M. 2019. Estructura y Dinámica de los ensambles de macroalgas y sedimentación en el arrecife coralino El Zcatoso, Zihuatanejo, Guerrero, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México. México.
- Sanders, H. L. 1968. Marine benthic diversity: a comparative study. *American Naturalist* 102: 243-282.
- Santander-Monsalvo, J., I. Espejel & L. Ortiz-Lozano. 2018. Distribution, uses, and anthropic pressures on reef ecosystems of Mexico. *Ocean and Coastal Management* 165:39-51.
- Scherner, F., P.A. Horta, E.C. de Oliveira, J.C. Simonassi, J.M. Hall-Spencer, F. Chow, J.M.C. Nunes & S.M.B. Pereira. 2013. Coastal urbanization leads to remarkable seaweed species loss and community shifts along the SW Atlantic. *Marine Pollution Bulletin* 76: 106-115.
- Steneck, R.S. 1986. The Ecology of Coralline Algal Crust: Convergent Patterns and Adaptative Strategies. *Annual Review of Ecology and Systematics* 17:273-303.
- Taylor, W.R. 1945. Pacific Marine Algae of the Allan Hancock Expeditions to the Galapagos Island. *Allan Hancock Pacific Expedition* 12: 1-528.
- Tsai, C-C., S-L.Wong, J-S. Chang, R-L. Hwang, C-F. Dai, Y-C. Yu, Y-T. Shyu, F. Sheu & T-M. Lee. 2004. Macroalgal assemblage structure on a coral reef in Nanwan Bay in southern Taiwan. *Botanica Marina* 47: 439-453.
- Vázquez, T.P. 2013. Variación espacio-temporal de la estructura de los ensambles algales asociados a diferentes sustratos en el arrecife coralino coralino El Zacatoso, Zihuatanejo, Guerrero. Tesis de Maestría, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, México.
- Villaca, R.F. Carvalhal, J. Köppe & B. Knoppers. 2010. Species composition and distribution of macroalgae on Atol das Rocas, Brazil, SW Atlantic. *Botanica Marina* 53: 113-122.
- Vroom, S.P., K.N. Page, J.C. Kenyon & R. E. Brainard. 2006. Algae -Dominated Reefs. *American Scientist* 94 (5): 430-437.
- Wilkinson, C. 2008. Status of Coral Reefs of the World: Global Coral Reef-Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia 296 pp.



Universidades Estatales de Oaxaca

**10 Universidades
y 18 Campus**

**Universidad Tecnológica
de la Mixteca
(UTM)**
Huajuapán

**Universidad del Mar
(UMAR)**
Campus Puerto Escondido,
Puerto Ángel, Huatulco
y Oaxaca

**Universidad del Istmo
(UNISTMO)**
Campus Tehuantepec,
Ixtepec y Juchitán

**Universidad del Papaloapan
(UNPA)**
Campus Loma Bonita
y Tuxtepec

**Universidad de la Sierra Sur
(UNSIIS)**
Miahuatlán

**Universidad de la Sierra Juárez
(UNSIJ)**
Ixtlán de Juárez

**Universidad de la Cañada
(UNCA)**
Teotitlán de Flores Magón

**NovaUniversitas
(NU)**

Campus Ocotlán,
San Jacinto y Juxtlahuaca

**Universidad de la Costa
(UNCOS)**
Pínotepa Nacional

**Universidad de Chalcatongo
(UNICHA)**
Chalcatongo de Hidalgo

**627 edificios
500 Ha**

**30 Institutos
de
Investigación**



**183 Laboratorios
29 Talleres**

Universidades ecológicas:
Los campus universitarios
son bosques con
la flora y fauna endémicas

**88 carreras,
de las cuales la mayoría
son ingenierías**

**41 posgrados:
10 Doctorados
y 31 Maestrías**



**Más de
11,000 alumnos**
**Alrededor de
1,200 profesores
de tiempo completo**