



Unidad Iztapalapa

Ciencias Biológicas y de la Salud
Posgrado en Biología

**“Estado de conservación de los arrecifes del Pacífico sur
mexicano”**

TESIS

Que para obtener el grado de
MAESTRA EN BIOLOGIA

PRESENTA:

Guadalupe Chávez Abante
2173801291

gchabante@gmail.com

DIRECTORA DE SISTEMA ESCOLARES:

Mtra. Rosalía Serrano de la Paz

JURADO:

Presidenta:

M. en C. Silvia Díaz Ruiz

Secretaria:

Mtra. María Rebeca Granja Fernández

Vocal:

Dr. Horacio Pérez España

Vocal:

Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera

Iztapalapa, Ciudad de México a 26 de junio 2020



Maestría en Biología

**ESTADO DE CONSERVACIÓN DE LOS ARRECIFES
CORALINOS DE LA COSTA DEL PACÍFICO SUR
MEXICANO**

T E S I S

Que para obtener el grado de

Maestro en Biología

PRESENTA

Guadalupe Chávez Abante

Director: Dr. Andrés López Pérez

Asesor: MC. Silvia Díaz Ruiz

Asesor: Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera

2019

La Maestría en Biología de la
Universidad Autónoma Metropolitana
pertenece al Padrón de
Posgrados de Calidad del CONACyT.
Número de registro CONACyT: 868730

El jurado designado por la
División de Ciencias Biológicas y de la Salud
de la Unidad Iztapalapa aprobó la tesis que presentó

GUADALUPE CHÁVEZ ABANTE

El día _____ de _____ del año de _____.

Comité Tutorial y Jurado

Tutor: Dr. Andrés López Pérez

Asesor: MC. Silvia Díaz Ruíz

Asesor: Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera

Sinodal: Dra. María Rebeca Granja Fernández

Sinodal: Dr. Horacio Pérez España

Agradecimientos

A mi familia por apoyarme en mis proyectos siempre que lo necesite.

A CONACyT por aportarme una beca, la cual fue fundamental para realizar mi maestría.

A la UAM por darme la oportunidad de estudiar en sus instalaciones.

A todos los docentes que intervinieron en mi formación durante la maestría.

A la Dra. Beatriz Adriana Silva Torres por aclarar mis dudas.

A Virgilio Antonio Pérez, Dr. Omar Valencia Méndez y Dra. Rebeca Granja Fernández por apoyarme con el trabajo de campo.

RESUMEN

En este trabajo se evaluó el estado de conservación de los arrecifes coralinos de Oaxaca, México (Puerto Escondido, Puerto Ángel y Huatulco) durante 1997-2019. Los muestreos fueron realizados mediante transectos de punto intercepto, en banda y videotransectos. Se emplearon como indicadores la cobertura de coral vivo, cobertura de coral muerto, y las densidades de *Diadema mexicanum* y peces. Mediante una modificación a los métodos de evaluación de salud de los arrecifes coralinos propuestos por Arrecifes Saludables, se determinó el estado de conservación (de menor a mayor estado: “Crítico”, “Pobre”, “Regular”, “Bueno” y “Muy Bueno”) de los sistemas coralinos a partir de puntajes de conservación y el cálculo del Índice Integrado de Salud Arrecifal. El análisis espacial evidenció que el 4% de las localidades se encuentra en una condición “Crítica”, el 19% en “Pobre”, el 31% en “Regular”, el 35% en “Bueno” y el 11% en “Muy Bueno”. Las zonas muestreadas presentan impactos naturales y antropogénicos similares, aunque de diferente intensidad, que causan el deterioro de los sistemas arrecifales de la región, siendo Puerto Escondido la zona con mayor deterioro seguida por Puerto Ángel, mientras que, Huatulco presentó el menor deterioro arrecifal probablemente debido a la presencia de un Área Natural Protegida. Por su parte, la evaluación temporal evidenció que 1999 fue el año con mayor deterioro (“Crítico”) y que los años con la mejor condición (“Muy Bueno”) fueron 2008, 2013, 2015 y 2016. Los principales impactos que causan variación temporal fueron los eventos de “El Niño” y “La Niña”, en tanto que la ocurrencia/ausencia de estos fenómenos se ven claramente reflejados

en el cambio del estado de conservación a través del tiempo. En la actualidad (2018-2019), el 18% de las localidades obtuvo una condición “Pobre”, el 36% “Regular y el 46% “Bueno”. En función de lo anterior, es preciso implementar planes y estrategias de manejo que les permitan a los arrecifes de la región, en especial a los ubicados en la zona de Puerto Escondido y Puerto Ángel, recuperarse de un estado de destrucción avanzado, manejando medidas de mitigación para estresores locales, restauración y legislación pertinente para la protección de los sistemas arrecifales.

ABSTRACT

In this work the status of conservation of coral reefs of Oaxaca, México (Puerto Escondido, Puerto Ángel and Huatulco) during 1997-2019. Sampling was performed using intercept point transect, band transects and video-transects. Were employed like indicators the live coral cover, dead coral cover and the densities of *Diadema mexicanum* and fish. Through a modification to the coral reef health evaluation methods proposed by Healthy Reefs, the conservation status was determined (from lower to higher status: “Critical”, “Poor”, “Regular”, “Good and “Very Good”) of the coral systems of the coast of Oaxaca from conservation scores and the Integrated Reef Health Index. The spatial showed that 4% of the locations are in a “Critical” condition, 19% in “Poor”, 31% in “Regular”, 35% in “Good” and 11% in “Very Good”. The sampled areas have similar natural and anthropogenic impacts and different intensities, that cause environmental deterioration of the region’s reef systems, being Puerto

Escondido the area with greatest deterioration followed by Puerto Ángel, while Huatulco presented the lowest reef deterioration probably due to the presence to a Protected Natural Area. Meanwhile, the temporary evaluation showed that 1999 was the year with the greatest deterioration (“Critical”) and the years with the best condition (“Very Good”) were 2008, 2013, 2015 and 2016. The main impacts that cause temporary variation were the natural phenomena of “El Niño” and “La Niña” whereas, the presence/occurrence of those phenomena is clearly reflected in the change of conservation states over time. Currently (2018-2019), 18% of the localities obtained a “Poor” condition, 36% “Regular” and 46% “Good”. Based on the above, it is necessary to implement management plans and strategies that allow reefs in the region, especially those located in the area of Puerto Escondido and Puerto Ángel, recover from a state of advanced destruction, managing mitigation measures for local stressors, restoration and legislation for the protection of the reef systems.

ÍNDICE GENERAL

INTRODUCCIÓN	1
ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN	6
PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN	9
HIPÓTESIS	9
OBJETIVOS	10
Objetivo general.....	10
Objetivos específicos.....	10
MÉTODOS	11
Área de estudio	11
Obtención de datos	14
Análisis de datos	18
RESULTADOS.....	20
Variación espacial de los indicadores y de la condición arrecifal	20
Cobertura de coral vivo y muerto (espacio)	20
Densidad de <i>D. mexicanum</i> (espacio)	23
Densidad de peces (espacio)	25
Variación temporal de los indicadores y de la condición arrecifal	30
Cobertura de coral vivo y muerto (tiempo).....	30
Densidad de <i>Diadema mexicanum</i> (tiempo)	33
Densidad de peces (tiempo)	35
Condición actual (2018-2019) de los sistemas arrecifales	39
DISCUSIÓN	41
Los arrecifes de Oaxaca en el futuro	51
LITERATURA CITADA	58
ANEXO 1.....	80

INTRODUCCIÓN

El mundo enfrenta una crisis ecológica relacionada y caracterizada principalmente por la pérdida de ecosistemas naturales, servicios ecosistémicos y biodiversidad como resultado de fenómenos naturales, el crecimiento poblacional humano, las actividades antropogénicas, el consumo desmedido de recursos naturales y los desechos producidos (Soulé, 1991; Soulé y Sanjayan, 1998; Challenger, 2001; Arrivillaga y Windevoxhel, 2008; Galindo *et al.*, 2009; Chávez-González *et al.*, 2015). Al considerar la evidencia sobre el estado de conservación de los ecosistemas (grado de afectación que ha sufrido un ecosistema por deterioro antrópico y/o natural) (Jaramillo-Zapata *et al.*, 2014), es claro que ha prevalecido un proceso continuo de degradación y fragmentación y, consecuentemente, de pérdida de hábitat y sus sistemas de recursos para la biodiversidad (Lezama y Graizbord, 2010). A pesar de que México es un país con una gran diversidad biológica originada por una alta heterogeneidad ambiental, mucha de esta biodiversidad está seriamente amenazada por la destrucción de los ecosistemas (López-Barrera *et al.*, 2017). De acuerdo con el análisis de la FAO (2015), más del 50 % del territorio mexicano presenta algún grado de deterioro, siendo los bosques, selvas, lagos, ríos, manglares, dunas costeras, lagunas costeras, pastos marinos y arrecifes coralinos los más afectados (López-Barrera *et al.*, 2017).

Los arrecifes coralinos son ecosistemas megadiversos contruidos principalmente por corales pétreos, poseen un alto valor ecológico debido a que son

considerados como zonas de reproducción, alimentación y protección de muchos organismos marinos (de la Guardia *et al.*, 2005). Dentro de los principales beneficios que aportan, se encuentra la protección de asentamientos humanos de la erosión costera producida por huracanes y tormentas tropicales, la mitigación de los efectos del cambio climático, pesca, información valiosa para la investigación médica, así como la recreación o deleite estético y el mantenimiento de la biodiversidad marina (Clarke y Warwick, 2001). En general, aportan grandes beneficios económicos y culturales para los habitantes de las zonas costeras (de la Guardia *et al.*, 2005). En los últimos 50 años, la gran mayoría de los sistemas arrecifales del mundo han sido impactados por diferentes alteraciones (Sammarco *et al.*, 1974; Glynn & Wellington, 1983; Levitan, 1988a; Williams y Bunkley-Williams, 2000; Herrera-Escalante *et al.*, 2005; Arcos y Gómez, 2006; Benítez-Villalobos *et al.*, 2008). Sin embargo, las regiones del Gran Caribe y Pacífico Tropical Americano han resultado mucho más afectadas que otras regiones del Pacífico y del Índico, mostrando una tendencia hacia continuas reducciones de la cobertura coralina, mortalidad masiva de especies coralinas importantes para la construcción y expansión arrecifal, así como, la reducción de la población de las especies que habitan estos sistemas arrecifales (Garzón-Ferreira, 1997; Alvarado *et al.*, 2018). Adicionalmente, se ha registrado que los arrecifes más cercanos a las masas continentales y centros urbanos presentan mayor deterioro que arrecifes aislados, lo que sugiere la ocurrencia de procesos a escala local, regional e incluso global (Garzón-Ferreira, 1994) que impactan los sistemas arrecifales. Entre los factores naturales que deterioran los arrecifes coralinos se incluyen: el fenómeno de “El Niño”, ciclones, tormentas tropicales,

surgencias y acidificación (Gardner *et al.*, 2003; Pandolfi *et al.*, 2003; Muthiga y McClanahan, 2007). Por otra parte, los disturbios antropogénicos como la eutrofización, sedimentación, turbidez, cambio de uso de suelo, vertimiento de aguas residuales y destrucción mecánica ocurren en diferentes escalas espaciales y temporales, llegando a coincidir no sólo unos con otros, sino también con los regímenes de disturbios naturales, causando de forma gradual y potencial la degradación del arrecife (Wyman *et al.*, 1987; Glynn, 1993; Nyström *et al.*, 2001).

El deterioro arrecifal suele ser un problema complejo, por lo que es prioritario desarrollar diversas acciones que contribuyan a conocer, promover, valorar, proteger y conservar los sistemas arrecifales (Garzón-Ferreira, 1994). Una de estas acciones es el monitoreo de indicadores biológicos en arrecifes coralinos, el cual es empleado a nivel mundial para generar información sobre el estado y las tendencias del ecosistema, convirtiéndose en una de las herramientas para evaluar la dinámica, salud, cambios, conservación y deterioro gradual de los sistemas arrecifales y, consecuentemente, ser utilizado para comprender las causas de los cambios y fundamentar la toma de decisiones (Vega-Sequeda *et al.*, 2011). A través de los indicadores biológicos se puede comparar el estado de conservación de diferentes áreas geográficas mediante los cambios en la estructura y composición de las comunidades bióticas de manera simple y útil, por lo que su empleo es ideal para los tomadores de decisiones (Polanía, 2010). Sin embargo, para que el indicador sea válido debe de tener bases científicas sólidas que permita determinar que el cambio

en las condiciones ambientales causa un cambio cualitativo y cuantitativo en el indicador (Polanía, 2010).

Existen múltiples formas de estimar el grado de conservación de los arrecifes, los cuales han considerado a distintos grupos taxonómicos como indicadores del estado de conservación en diferentes partes del mundo, sin embargo, no existe consenso alguno acerca de cuál es la mejor metodología. A este respecto, por ejemplo, McField y Kramer (2007) desarrollaron para (HRI) un método para evaluar a nivel regional el estado de conservación de los arrecifes coralinos de manera sencilla, clara y que evidencia los cambios que experimentan los arrecifes en tiempo y espacio, mediante un sistema de clasificaciones que va desde una condición de “Muy Bueno” a “Crítico”. Este método está basado en la selección de indicadores y la asignación de puntajes a los rangos de cada indicador registrado en cada tiempo/espacio. Los puntajes representan valores del estado de la condición del indicador que van de 1 (Crítico) a 5 (Muy Bueno), lo que representa una variable de tipo ordinal. Además, los valores se pueden asociar a señales de tipo semáforo: 1) señales de alerta roja, las cuales son el aviso de que un indicador alcanzó un nivel crítico y resultan de la comparación con los indicadores en circunstancias normales, 2) puntos de referencia, que son el nivel mínimo aceptable de un indicador y se determinan con base en el promedio de los datos recabados de varios sitios, y 3) objetivos, los cuales constituyen la meta óptima del indicador que se espera alcanzar durante los siguientes años. Finalmente, estos indicadores pueden agruparse en el Índice Integrado de Salud Arrecifal (IISA), que resulta de la media aritmética de los puntajes asignados a cada

indicador, ya sea en tiempo o espacio, con el fin de lograr una visión más comprensiva del estado de conservación de los arrecifes de una región.

Esta metodología sólo ha sido empleada para determinar el estado de conservación de los sistemas arrecifales del Caribe (Lang *et al.*, 2012; Caballero *et al.*, 2013; Pérez-Cervantes *et al.*, 2017; McField *et al.*, 2018), sin embargo, no ha sido empleada en el Pacífico. De manera particular, en el sur del Pacífico Mexicano existen varios estudios desde la década de los noventas referentes a indicadores comúnmente asociados al estado de salud de los sistemas arrecifales tales como peces (Juárez-Hernández *et al.*, 2013; Galván-Villa, 2015; Juárez-Hernández y Tapia-García, 2017), equinodermos (Herrera-Escalante *et al.*, 2005; Alvarado *et al.*, 2015; López-Pérez y López-López, 2016) y corales (Glynn y Leyte-Morales, 1997; Lirman *et al.*, 2001; López-Pérez y Hernández-Ballesteros, 2004; Medellín-Maldonado *et al.*, 2016; López-Pérez *et al.*, 2019), pero representan esfuerzos aislados, inconexos y con una escasa continuidad espacial y temporal, por lo que resulta imposible determinar el estado de conservación de un arrecife a partir de dicha información. Por lo anterior, a partir de la recopilación de literatura existente para la región, datos de campo no publicados y el empleo de una modificación a la metodología de McField y Kramer (2007), se pretende evidenciar los cambios espaciales y temporales en el estado de salud que han experimentado los arrecifes coralinos del sur del Pacífico Mexicano. Además, se pretende que los resultados se conviertan en una herramienta a partir de la cual sea monitoreado y maneje el estado de salud de los sistemas arrecifales de la región por los tomadores de decisiones.

ANTECEDENTES Y JUSTIFICACIÓN

En el Pacífico americano existen muchos estudios en arrecifes acerca de corales, equinodermos y peces, abarcando temas como la diversidad, reproducción, genética, distribución y ecología (Acal y Corro-Espinosa, 1994; Glynn y Leyte-Morales, 1997; Guzmán y Guevara, 1999; Reyes-Bonilla y Leyte-Morales, 1998; López-Pérez *et al.*, 2002; López-Pérez y Hernández-Ballesteros, 2004; Zamorano y Leyte-Morales, 2005a, b; Herrera-Escalante *et al.*, 2005; Ramírez-Gutiérrez *et al.*, 2007; Chávez-Romo y Reyes-Bonilla, 2007; Granja-Fernández y López-Pérez, 2008; Juárez-Hernández *et al.*, 2013; Urobiola-Rangel y Chassin-Noria, 2013; López-Pérez *et al.*, 2014; Solís-Marín *et al.*, 2014; Rojas-Montiel y Benítez-Villalobos, 2015; López-Pérez y López-López, 2016; Juárez-Hernández y Tapia-García, 2017; Juárez-Hernández y Tapia-García, 2018; López-Pérez *et al.*, 2019), sin embargo, no existen estudios para determinar el estado de conservación de los arrecifes coralinos del Pacífico sur mexicano.

Por su parte, existen pocos estudios encaminados a determinar el estado de conservación de un arrecife, un ejemplo es el de Gomez *et al.* (1994) quienes utilizaron el Índice de Mortalidad de Coral y la Cobertura de Coral Muerto registrado durante siete años en los arrecifes de Filipinas, donde concluyen que el último aspecto es una buena manera de determinar el estado de conservación de un arrecife pues indica el impacto y que tan afectado se encuentra un arrecife en una zona determinada. Por su parte, Zhang *et al.* (2002) realizaron un monitoreo de la salud de los arrecifes de

Luhuitou de Sanya en China, para lo cual utilizaron el porcentaje de cobertura de coral vivo para demostrar que existe una tendencia en la mejoría del estado de conservación de los sistemas arrecifales de la región; sin embargo, los esfuerzos hechos son insuficientes, ya que una gran parte de estos se encuentra deteriorada debido a la excavación de rocas en los arrecifes, la pesca destructiva, los sedimentos, los contaminantes de las costas y la acuicultura marina reciente. En otro estudio, Alcolado y Duran (2011) plantearon y diseñaron una metodología alternativa a la propuesta de Kramer (2003) para AGRRA, con el fin de crear una herramienta opcional para la investigación en arrecifes, el desarrollo de planes de manejo y la toma de decisiones que incluyan medidas de mitigación efectivas. La metodología de Alcolado y Duran (2011) está basada en un sistema de escalas, clasificaciones y puntajes de la condición del bentos y de la ictiofauna de los arrecifes coralinos de Cuba y el Gran Caribe para 27 indicadores. De'ath *et al.* (2012), por su parte, analizaron el estado de conservación de los arrecifes de la Gran Barrera de Coral en Australia a través del tiempo y espacio, utilizando la cobertura de coral registrada durante 27 años en 214 arrecifes. Determinaron que entre 1985 y 2012 la cobertura de coral vivo disminuyó un 50.7% como resultado de ciclones tropicales, blanqueamiento causado por el aumento de la temperatura superficial del mar y la depredación de corales por parte de la estrella de mar corona de espinas *Acanthaster planci*. El estudio concluye que la reducción de la población de *A. planci*, mediante el mejoramiento de la calidad de agua y el desarrollo de medidas de control alternativas podría prevenir un mayor declive en los sistemas arrecifales. Por su parte, Dávila-Camacho *et al.* (2014) emplearon a la comunidad de peces como indicador para

analizar el estado de salud de las pesquerías presentes en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano mediante el Índice Trófico Medio, a partir del cual determinaron que aun cuando se detecta sobrepesca, los arrecifes del parque cuentan con un buen estado de conservación. En cuanto al Caribe Mexicano, indicadores como las coberturas de coral vivo, coral muerto y macroalgas, las biomásas y abundancias de la población de peces herbívoros, carnívoros, comerciales y *Diadema antillarum*, han sido utilizados para determinar el estado de conservación de los sistemas arrecifales de la región (Lang *et al.*, 2012; Caballero *et al.*, 2013; Pérez-Cervantes *et al.*, 2017), siendo organizaciones no gubernamentales (ONG's) como HRI (McField y Kramer, 2007; McField y Kramer, 2008; McField *et al.*, 2018), AGRRA (Kramer, 2003; Kramer y Lang, 2003; Lang *et al.*, 2012; Kramer *et al.*, 2012), SAM (McField *et al.*, 2008) y Greenpeace (Pérez-Cervantes *et al.*, 2017) las que llevan a cabo esta clase de estudios. Las metodologías de estas ONGs difieren principalmente en cuanto a las escalas de clasificación de cada indicador, sin embargo, coinciden en determinar que existe una amplia variación en tiempo/espacio dentro de la condición de los sistemas arrecifales de la región y en que la gran mayoría de los arrecifes tienen una condición “Pobre” a “Regular” (McField y Kramer, 2007; González-Barrios y Álvarez-Filip, 2018; Rioja-Nieto y Álvarez-Filip, 2018; Estrada-Saldívar *et al.*, 2019).

Los antecedentes indican que el estado de conservación de los sistemas arrecifales en el mundo ha transitado por el empleo de indicadores aislados (Polanía, 2010; Alcívar-Mendoza, 2014; Gil-Agudelo *et al.*, 2020) hacia índices más complejos que integran varios indicadores (Caballero *et al.*, 2007; Nuñez-Luis *et al.*, 2018;

Cuthbert *et al.*, 2019). Considerando lo anterior, la propuesta de investigación se orienta en utilizar el enfoque metodológico de McField *et al.* (2018) para determinar el estado de conservación de los arrecifes del sur del Pacífico mexicano y su variación en espacio y tiempo.

PREGUNTA DE INVESTIGACIÓN

1. ¿Cuál es el estado de conservación de los arrecifes coralinos localizados en la costa del estado de Oaxaca a través del tiempo y espacio?
2. ¿Cuáles son los impactos ambientales y antropogénicos que perturban a los arrecifes coralinos de la región y a sus comunidades?

HIPÓTESIS

Si los cambios significativos en las variables ambientales y actividades humanas pueden tener grandes efectos en las características bióticas de las comunidades y arrecifes coralinos en un tiempo y espacio determinados, y si los cambios en las variables ambientales y actividades humanas varían ampliamente en espacio y tiempo en el sur del Pacífico Mexicano; entonces se espera que los sistemas arrecifales que se desarrollan en la costa de Oaxaca posean una amplia variación espacio/temporal en sus estados de conservación.

OBJETIVOS

Objetivo general

Determinar el estado de conservación de los sistemas arrecifales que se desarrollan en la costa de Oaxaca y su variación en tiempo y espacio.

Objetivos específicos

- Generar una base de datos de indicadores de salud arrecifal (Coral vivo, coral muerto, densidad *D. mexicanum* y peces) de los sistemas que se desarrollan en la costa de Oaxaca.
- Establecer escalas y puntajes para cada indicador que permitan evaluar el estado de conservación en tiempo y espacio de los sistemas arrecifes que se desarrollan en la costa de Oaxaca.
- Emplear los puntajes de cada indicador para estimar el Índice Integrado de Salud Arrecifal (IISA) y su variación en espacio y tiempo para los sistemas que se desarrollan en la costa de Oaxaca.

MÉTODOS

Área de estudio

Los sistemas arrecifales de Puerto Escondido (15.52°N-97.6°W), Puerto Ángel (15.42°N-96.34°W) y Huatulco (15.52°N-96.15°W) que se desarrollan en la costa de Oaxaca, México se encuentran bajo la influencia del agua cálida del Pacífico oriental caracterizada por altas temperaturas (temperatura superficial del agua > 28° C) y pequeñas oscilaciones térmicas anuales (< 2° C), una salinidad superficial promedio de 34 ups y la presencia de una termoclina somera (20-40 m) (Fiedler y Talley, 2006; Laborda, 2018). El sistema de corrientes de la zona está influenciado por la Contracorriente Ecuatorial, la Corriente Ecuatorial del Norte, la Corriente Costera de Costa Rica, y la Corriente de California (Guzmán y Cortés, 1993). Por su parte, el origen de variación oceanográfica interanual más importante es “El Niño” Oscilación del Sur (ENOS), caracterizado por el incremento de la profundidad de la termoclina y nutriclina que impacta negativamente la productividad primaria de la zona (Fiedler y Talley, 2006). Cuando el ENOS cambia a su fase fría, “La Niña”, las condiciones se invierten lo que resulta en la reducción de la profundidad de la termoclina. Consecuentemente, agua rica en nutrientes se acerca a la superficie oceánica con lo que aumenta la productividad de la región (Pennington *et al.*, 2006). El litoral oaxaqueño tiene una extensión de 598 km, se caracteriza por una plataforma continental angosta con una fuerte pendiente (Weinberg, 1994) y posee los arrecifes coralinos más relevantes del sur del Pacífico mexicano (Glynn y Leyte-Morales 1997).

Los principales arrecifes coralinos de la región se localizan frente a la costa de Puerto Escondido, Puerto Ángel y Huatulco (López-Pérez y López-García, 2008). Para este trabajo, en la zona de Puerto Escondido, se obtuvo información de las localidades de Puerto Escondido, Bachoco, Carrizalillo, Manzanilla, El Faro y Zapatito; en la zona de Puerto Ángel se obtuvo información de Mazunte, Estacahuite, Puerto Ángel, La Mina, Boquilla y Tijera; mientras que en Huatulco se consideraron los arrecifes localizados en San Agustín, Isla San Agustín, Riscalillo, Jicaral, Dos Hermanas, La India, Isla Cacaluta, Maguey, Punta Maguey, Órgano, Violín, La Entrega, Chahué, Isla Montosa e Isla La Blanca (Fig. 1).

Los arrecifes coralinos que se desarrollan en la costa de Oaxaca son de tipo franja, de extensión variable, localizados en bahías o detrás de formaciones rocosas que los protegen del oleaje, y no exceden los 12 m de profundidad (López-Pérez y López-López, 2016). El tipo de fondo que presentan los arrecifes de la zona se encuentra mezclado principalmente con roca, alga y arena. En general, las comunidades coralinas del área de estudio están dominadas por los corales pétreos *Pocillopora* spp. (>90%) y en menor medida por *Pavona* spp. (<5%) y *Porites* spp. (<1%) (Glynn y Leyte-Morales, 1997; Reyes-Bonilla y Leyte-Morales, 1998; López-Pérez et al., 2014). *Pocillopora damicornis* (Linnaeus, 1758) y *Pocillopora capitata* (Verrill, 1864) por lo general son las especies más abundantes en todas las localidades, apareciendo a profundidades entre 1 a 10 m, y disminuyendo su abundancia con la profundidad. Las colonias de *Pavona gigantea* (Verrill, 1869) son raras, mientras que *Porites panamensis* (Verrill, 1866) es extremadamente escaso,

pero se han observado en zonas rocosas y a profundidades >5 m (Reyes-Bonilla y Leyte-Morales, 1998; Chávez-Romo, 2004).

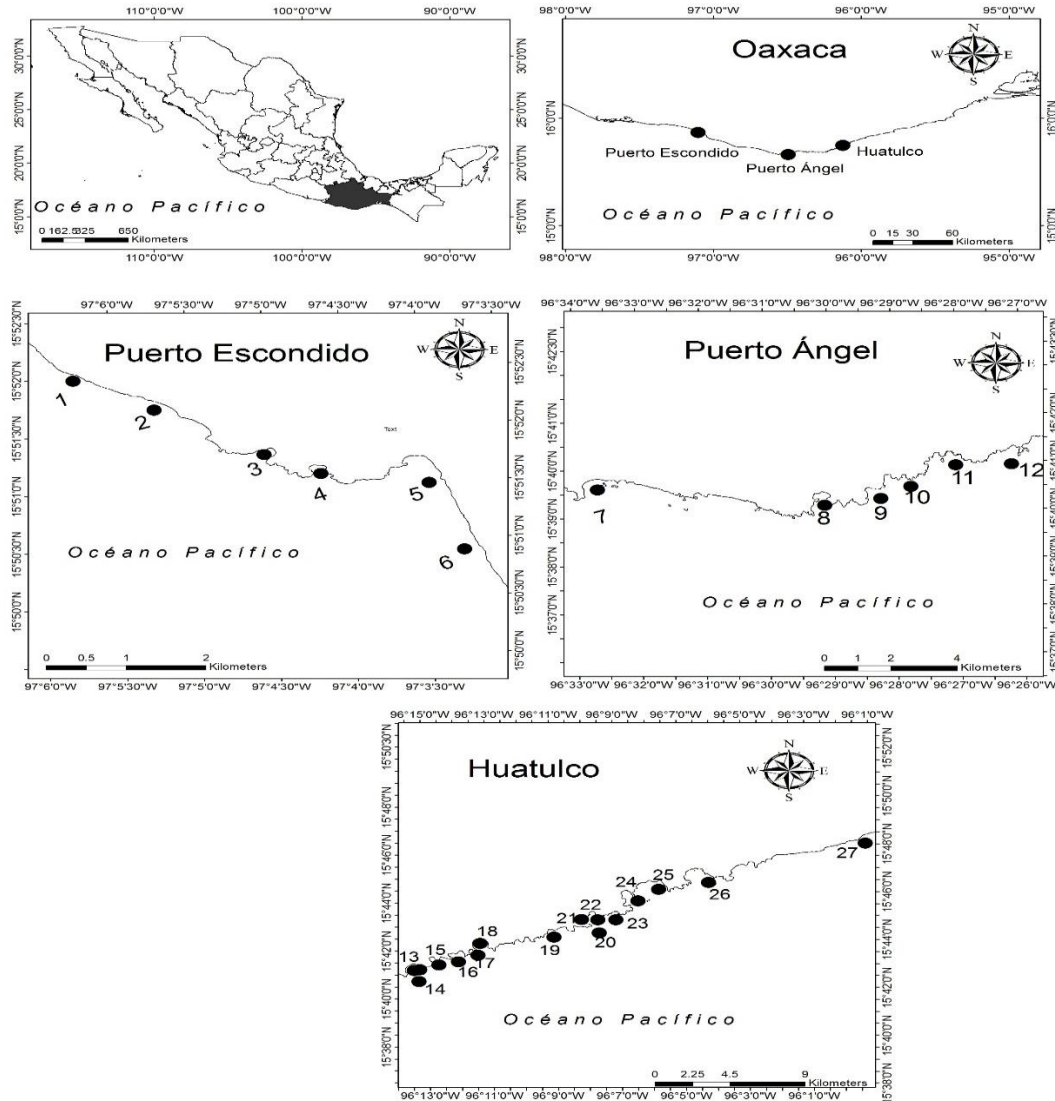


Figura 1. Ubicación geográfica de los arrecifes coralinos en Oaxaca. 1= Bachoco (Ba), 2= Puerto Escondido (PE), 3= Carrizalillo (Car), 4= Manzanilla (Manz), 5= El Faro (EF), 6= Zapatito (Zap), 7= Mazunte (Maz), 8= Puerto Ángel (PA), 9= Estacahuite (Est), 10= La Mina (LM), 11= Boquilla (Boq), 12= Tijera (T), 13= San Agustín (SA), 14= Isla San Agustín (ISA), 15= Riscalillo (R), 16= Jicaral (J), 17= Dos Hermanas (DH), 18= La India (LI), 19= Isla Cacaluta (C), 20= Punta Maguey (PM), 21= Maguey (M), 22= Órgano (O), 23= Violín (V), 24= La Entrega (LE), 25= Chahué (Ch), 26= Isla Montosa (Mon), 27= Isla La Blanca (LB).

Obtención de datos

Se generó una base de datos de indicadores de la condición de los sistemas arrecifales que se desarrollan en la costa de Oaxaca a partir de dos fuentes de información: a) revisión de literatura primaria (artículos científicos publicados), y b) trabajo de campo. La revisión de literatura comprendió el periodo 1997-2019, que corresponde al tiempo para el cual se ha publicado información concerniente a indicadores de salud arrecifal en la zona de estudio (Glynn y Leyte-Morales, 1997; Reyes-Bonilla y Leyte-Morales, 1998; López-Pérez *et al.*, 2002; López-Pérez y Hernández-Ballesteros, 2004; Zamorano y Leyte-Morales, 2005a, 2005b; Herrera-Escalante *et al.*, 2005; Ramírez-Gutiérrez *et al.*, 2007; Granja-Fernández y López-Pérez, 2008; Juárez-Hernández *et al.*, 2013; López-Pérez *et al.*, 2014; Rojas-Montiel y Benítez-Villalobos, 2015; López-Pérez y López-López, 2016; Juárez-Hernández y Tapia-García, 2017; López-Pérez *et al.*, 2019). Mientras que el trabajo de campo fue realizado por un grupo de especialistas que han monitoreado los sistemas arrecifales de la región desde el año 1997 a la fecha en comunidades con ambiente coralino, coralino-rocoso y coralino-arenoso localizados en la costa de Oaxaca.

Existe un número elevado de indicadores de salud arrecifal que han sido empleados por protocolos de monitoreo arrecifal en distintas partes del mundo, incluidos los arrecifes de la zona de estudio (Carriquiry *et al.*, 2001; Calderón-Aguilera y Reyes-Bonilla, 2006; López Pérez *et al.*, 2014). No obstante, para este trabajo solo se eligieron los indicadores que tuvieran la mayor representación espacial y temporal en la zona de estudio y que además capturaran distintos aspectos de la condición de

los sistemas arrecifales (López-Pérez *et al.*, 2014). A partir de los criterios anteriores, el número de indicadores se redujo a cuatro: a) cobertura del coral vivo, b) cobertura de coral muerto, c) densidad de *Diadema mexicanum* A. Agassiz, 1863, y d) densidad de peces asociados a arrecifes.

Para evaluar las características estructurales del sustrato se empleó la cobertura de coral vivo y la cobertura de coral muerto. El porcentaje de cobertura de coral vivo representa una buena medida de la salud general de un arrecife coralino, ya que una alta cobertura hospeda una gran cantidad de individuos y especies asociadas al coral por unidad de área, mientras que un área con una baja cobertura de coral vivo presenta una baja complejidad ecológica y, por lo tanto, hospeda un menor número de individuos y especies por unidad de área (Arias-González *et al.*, 2011). Por el contrario, un alto porcentaje de la cobertura de coral muerto revela una mala condición dentro del arrecife pues, indica perturbaciones importantes sucedidas dentro del ecosistema (McField *et al.*, 2018); mientras que la baja cobertura de este indicador revela un buen estado de conservación (Gomez *et al.*, 1994). Además, es importante destacar que ambos indicadores tienen una relación inversa.

Tanto para la comunidad de peces asociados a los sistemas arrecifales, así como para el erizo *D. mexicanum* se empleó como indicador a la densidad (individuos/m²). Ambos indicadores tienen relevancia en la función arrecifal (Velázquez-Velázquez y Vega-Cendejas, 2004). La densidad, a diferencia de la abundancia permite expresar los cambios en términos del número de individuos en un área determinada. La comunidad de peces y *D. mexicanum* son ampliamente utilizados como indicadores de la condición de un arrecife coralino (Velázquez-Velázquez y

Vega-Cendejas, 2004; de la Vega-Salazar, 2005; Herrera-Escalante *et al.*, 2005; Alcolado y Durán, 2011; López-Pérez *et al.*, 2014; Alvarado *et al.*, 2015; López-Pérez y López-López, 2016; Sotelo-Casas *et al.*, 2018).

Diadema mexicanum es un erizo de mar cuya presencia o ausencia puede cambiar la naturaleza del arrecife; cuando hay una densidad óptima de erizos, éstos ayudan a mantener un equilibrio entre el crecimiento del coral y de algas; cuando la densidad de estos disminuye, las algas pueden llegar a dominar, impidiendo a los corales competir por espacio para establecerse; y cuando su densidad aumenta bioerosionan al arrecife (Herrera-Escalante *et al.*, 2005; Alvarado *et al.*, 2012; 2015; López-Pérez y López-López, 2016).

Por su parte, la densidad de peces indica el estado general de las poblaciones de peces, regula la cantidad de algas presentes, el éxito del reclutamiento y sobre todo indica la condición del hábitat (Velázquez-Velázquez y Vega-Cendejas, 2004; McField y Kramer, 2007), por lo que la alta densidad de este indicador en un arrecife está frecuentemente asociada a ecosistemas ricos con una buena calidad del agua y con una buena condición de salud. Por su parte, la baja densidad de peces arrecifales es más común en ecosistemas severamente degradados y/o sometidos a una intensa actividad e indican alguna forma de estrés que estaría afectando los requerimientos de sobrevivencia de la comunidad de peces (Paller *et al.*, 1996).

Las características del sustrato (cobertura de coral vivo y muerto) de cada localidad se evaluaron mediante transectos de punto intercepto, registrando las características del sustrato cada 20 cm. Así, para cada unidad de muestreo (transecto de 20 m) se registraron 100 puntos. El método permite recolectar datos sobre

características estructurales de los arrecifes tales como el porcentaje de cobertura (Ohlhorst *et al.*, 1988). Así mismo, es de uso simple, es más rápido que el cuadrante y el transecto de cadena y se puede muestrear grandes áreas en poco tiempo.

En algunos casos, en razón de cuestiones logísticas, se realizaron video-transectos de 20mx40cm por cada sitio de muestreo, los cuales se filmaron sobre los transectos arriba descritos. Los videos se obtuvieron a una distancia de 40cm por arriba del sustrato. A partir de los videos se obtuvieron los valores de cobertura de coral vivo y muerto para cada transecto.

Por su parte, las densidades del erizo *D. mexicanum* y peces se obtuvieron mediante transectos en banda. Se emplearon transectos de 20x2m (40m²) en el caso de erizos, mientras que para peces se emplearon transectos en banda de 20x4m (80m²), siguiendo los criterios empleados en el monitoreo de estos indicadores en el Pacífico mexicano (Reyes-Bonilla y Calderón-Aguilera, 1999, Herrera-Escalante *et al.*, 2005, Benítez-Villalobos *et al.*, 2008, Alvarado *et al.*, 2012). El muestreo de las características del sustrato, así como de la densidad de erizos y peces se llevó a cabo sobre los mismos transectos. En general, durante cada visita se realizaron, al menos, cuatro unidades de muestreo por indicador, localidad y tiempo.

Análisis de datos

Cuando los valores de cobertura de coral vivo y muerto se obtuvieron mediante el análisis de los video-transectos, en cada grabación se realizaron 40 pausas y en cada una de ellas fueron analizados 13 puntos distribuidos sistemáticamente sobre un monitor siguiendo la metodología propuesta por Arias-González *et al.* (2008) y Jokiel *et al.* (2015). En estos puntos se definieron dos elementos del fondo (coral vivo y coral muerto). La cobertura promedio (C) de cada elemento del fondo se estimó de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$C = \left(\frac{Np}{520} \right) * 100$$

donde Np es el número de puntos observados por elemento en las 40 imágenes de cada video-transecto (Galván-Villa, 2015). El valor de cobertura para cada característica y para cada sitio de muestreo, se obtuvo de la media de los valores de todas las muestras que corresponden al mismo número de video-transectos (Arias-González *et al.*, 2008).

En general, las bases de datos de los indicadores seleccionados poseen vacíos de información, los cuales van desde la falta de muestreo en diferentes localidades para algunos indicadores, hasta la falta de continuidad temporal, debido a afectaciones climáticas y/o logísticas durante el periodo de muestreo (Tabla A1.1, A1.2)

Una vez seleccionados los indicadores, se calculó el promedio aritmético para el tiempo/espacio, lo cual permitió compensar los vacíos de información dentro de la base de datos. El promedio, se tomó como punto de referencia para seccionar el

rango de los datos de cada indicador en cinco partes y asignar uno de cinco posibles puntajes de la escala ordinal (1-5): tres secciones (1-3) resultan de dividir en partes iguales el rango de datos por debajo del promedio mientras que, dos secciones (4-5) se obtienen de dividir el rango de datos por encima del promedio. Los puntajes se asignaron de manera ascendente para la cobertura de coral vivo y las densidades de peces y *D. mexicanum*, de esta manera, a la sección con la menor cobertura o densidad se le asignó un puntaje de uno y a la sección con mayor cobertura o densidad se le asignó un puntaje de cinco. En cuanto a la cobertura de coral muerto, al tener una relación inversa con los demás indicadores, los puntajes fueron asignados de manera descendente, por lo que, a la sección con mayor cobertura de coral muerto, le fue asignado un puntaje de uno y a la sección que presenta la menor cobertura se le asignó un puntaje de cinco.

Adicionalmente, el Índice Integrado de Salud Arrecifal (IISA) se calculó a partir del promedio aritmético de los puntajes de los indicadores en espacio o tiempo, según sea el caso que se está analizando. Así, cada arrecife muestreado puede adquirir una de cinco posibles clasificaciones o condiciones de conservación resultado del IISA: “Crítico” (1-1.8), “Pobre” (>1.8-2.6), “Regular” (>2.6-3.4), “Bueno” (>3.4-4.2) y “Muy Bueno” (>4.2-5).

Finalmente, los datos se presentaron en forma de gráfica cuando se trató de variaciones temporales en los indicadores, puntajes y el estado de conservación. Mientras que, para la variación espacial se realizó una tabla que incluye el IISA calculado para cada localidad, la cual se agrupó y representó a partir de mapas

creados mediante ArcGIS 10.3 y gráficos circulares con el porcentaje de localidades en cada condición de salud arrecifal, cuando se trató de variaciones espaciales.

RESULTADOS

Variación espacial de los indicadores y de la condición arrecifal

El muestreo para los cuatro indicadores (coral vivo, coral muerto, *D. mexicanum* y peces) se realizó en 27 localidades distribuidas en tres zonas (Puerto Escondido, Puerto Ángel y Huatulco). La cobertura de coral vivo y muerto fueron los indicadores que se registraron en todas las localidades, la densidad de peces fue muestreada en 25 localidades y la densidad de *D. mexicanum* solamente fue muestreada en 14 localidades (Tabla A1.1).

Cobertura de coral vivo y muerto (espacio)

Los porcentajes de cobertura de coral vivo obtuvieron valores del 1% al 99.11% (A 1.1.), mientras que su promedio total fue de 60%. Se estableció el puntaje de “1” a las coberturas menores 20%, “2” a las coberturas entre 20.1% a 40%, “3” a las coberturas entre 40.1% a 59.9%, “4” a las coberturas entre 60% a 80% y “5” a las coberturas mayores de 80.1% (Fig. 2).

De acuerdo al puntaje de la cobertura de coral vivo, las zonas de Puerto Escondido y Puerto Ángel exhiben localidades con un grado de conservación similar, sin embargo, Puerto Escondido evidencia mayor deterioro al presentar la única localidad con la menor cobertura de coral vivo y puntaje de “1” (PE (1%)), además de que la mayoría de sus localidades poseen puntajes bajos, es decir, con una baja cobertura de coral vivo. Por otra parte, Huatulco es la zona con mayor cobertura de coral vivo, por lo que una gran cantidad de localidades tienen puntajes de “4” y “5”. Las mayores coberturas de coral vivo se registraron en las localidades Carrizalillo (99.11%), Estacahuite (87.58%), La Mina (99%) y Maguey (84.93%), por lo que ostentan puntajes de “5”.

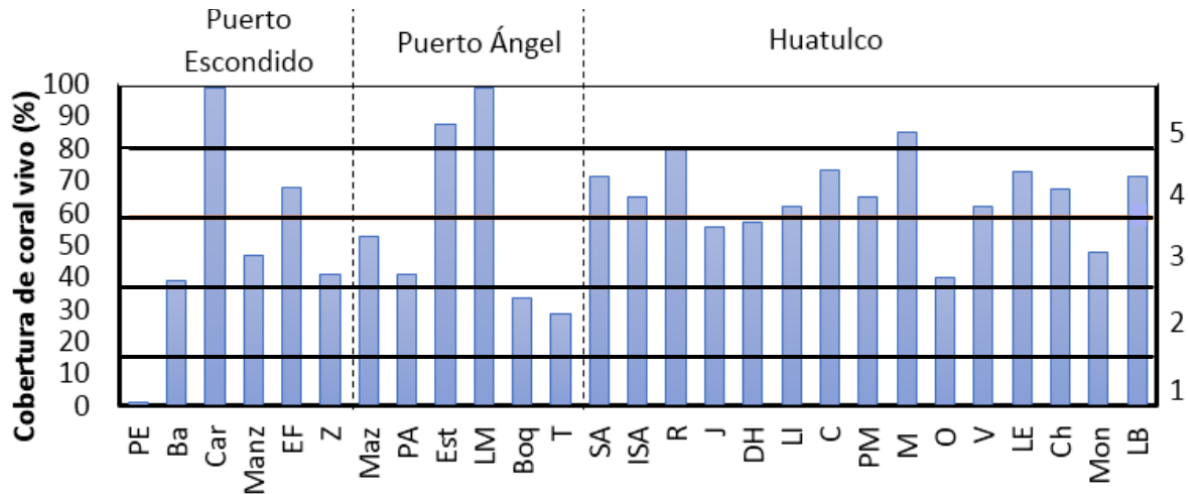


Figura 2. Porcentaje de cobertura de coral vivo en las comunidades y arrecifes coralinos que se desarrollan en la costa de Oaxaca. Las líneas punteadas separan las zonas. Sobre el eje de las “Y” se encuentra el porcentaje de la cobertura de coral vivo, sobre el eje de las “X” las localidades muestreadas. De lado derecho se muestra el puntaje asignado a cada porcentaje.

Las coberturas de coral muerto obtuvieron valores que van desde 1% hasta 99% (A. 1.1), siendo el promedio total de 42.61%. Se estableció el puntaje de “1” a las coberturas mayores de 80.2%, “2” a las coberturas entre 61.4% a 80.1%, “3” a las coberturas entre 42.62% a 61.3%, “4” a las coberturas entre 21.3% a 42.61% y “5” a las coberturas menores de 21.3% (Fig. 3).

Al igual que para la cobertura de coral vivo, la cobertura de coral muerto presenta niveles de deterioro/conservación similares entre las zonas de Puerto Escondido y Puerto Ángel. En ambas zonas la mayoría de las localidades tienen puntajes de “2” y “3”, mientras que Puerto Escondido obtuvo en puntaje de “1” al contener a la localidad con la mayor cobertura de coral muerto (99%). Las localidades con mayores puntajes de salud (“5”) y por lo tanto con menor deterioro y cobertura de coral muerto (Carrizalillo, Puerto Ángel y La Mina) también se encuentran dentro de estas dos zonas. Por su parte, es notorio que la mayoría de las localidades pertenecientes a Huatulco obtuvieron puntajes de salud de “4” (baja cobertura de coral muerto), sin embargo, ninguna de las localidades posee un puntaje de “5”.

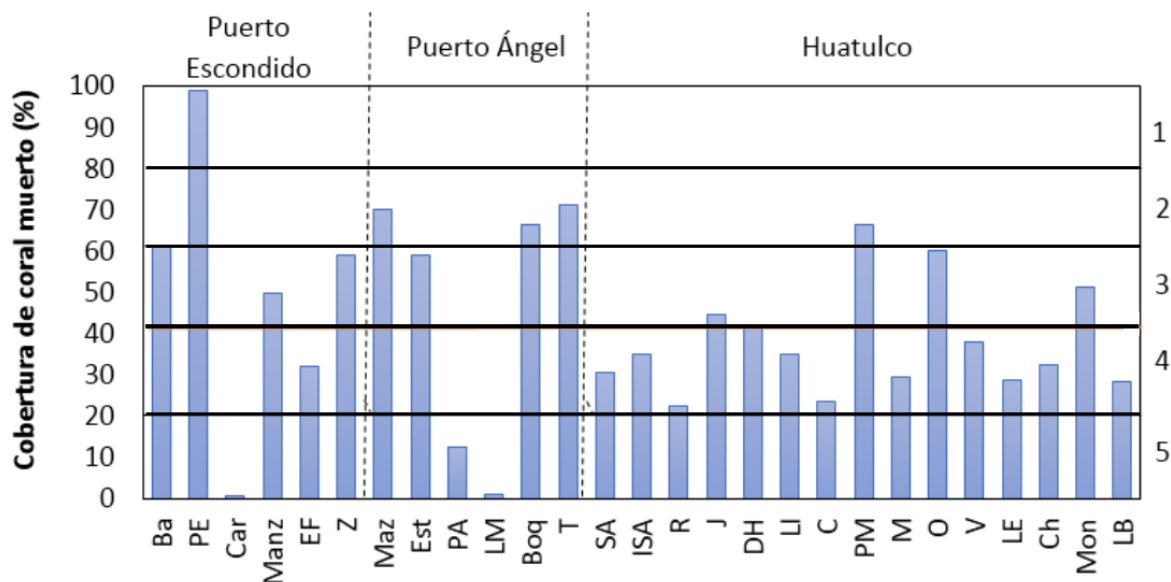


Figura 3. Porcentaje de cobertura de coral muerto en las comunidades y arrecifes coralinos que se desarrollan en la costa de Oaxaca. Las líneas punteadas separan las zonas. Sobre el eje de las “Y” se encuentra el porcentaje de la cobertura de coral muerto, sobre el eje de las “X” las localidades muestreadas. De lado derecho se muestra el puntaje asignado a cada porcentaje.

Densidad de *D. mexicanum* (espacio)

Las densidades registradas para *D. mexicanum* van desde 0.025 ind/m² hasta 0.20 individuos/m² (Tabla A 1.1), siendo el promedio total de 0.096 ind/m². Se asignó el puntaje de “1” a las densidades menores de 0.032 ind/m², “2” a las densidades entre 0.033 ind/m² a 0.064 ind/m², “3” a las densidades entre 0.065 ind/m² a 0.096 ind/m², “4” a las densidades entre 0.097 ind/m² a 0.151 ind/m² y “5” a las densidades mayores de 0.152 ind/m² (Fig. 4). De acuerdo a la densidad de *D. mexicanum*, las

localidades de Mazunte (0.054 ind/m²) y Tijera (0.090 ind/m²) ubicadas en la zona de Puerto Ángel obtuvieron puntajes de “2” y “3”, respectivamente; y por lo tanto es la zona con mayor deterioro. Por otra parte, Huatulco es una zona mixta que presenta puntajes de salud que van desde “1” (La India (0.025 ind/m²)) hasta “5” (La Entrega (0.17 ind/m²) e Isla Montosa (0.20 ind/m²), por lo que se puede decir que la población de *D. mexicanum* se encuentra mayormente conservada dentro de esta zona.

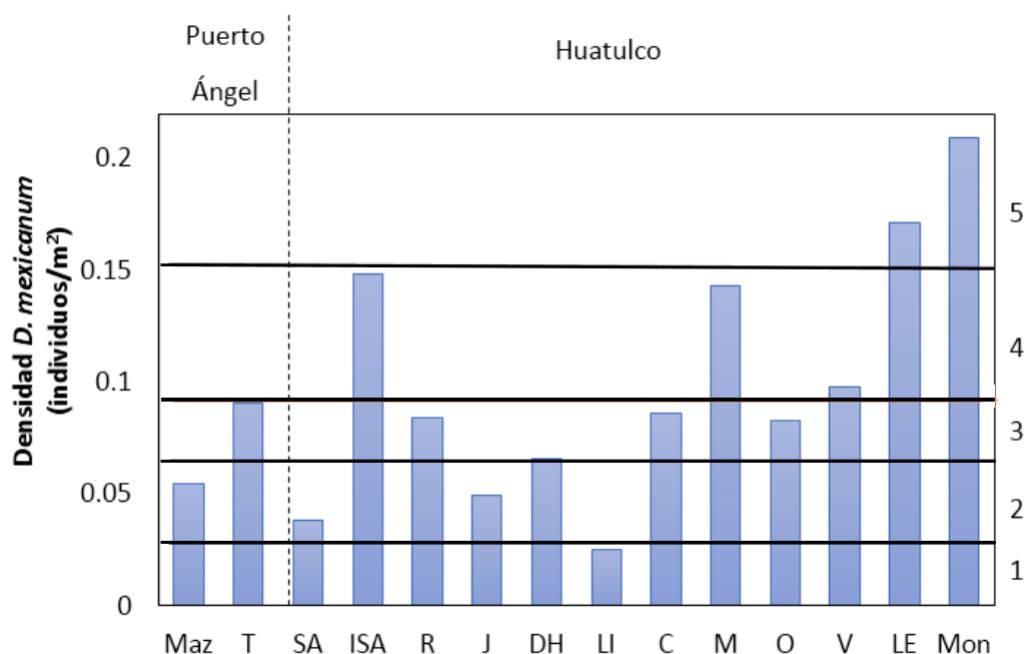


Figura 4. Densidad de *Diadema mexicanum* en las comunidades y arrecifes coralinos que se desarrollan en la costa de Oaxaca. Las líneas punteadas separan las zonas. Sobre el eje de las “Y” se encuentra la densidad de *D. mexicanum*, sobre el eje de las “X” las localidades muestreadas. De lado derecho se muestra el puntaje asignado a cada densidad.

Densidad de peces (espacio)

Las densidades de peces registradas fueron desde 0.46 ind/m² hasta 6.39 ind/m² (Tabla A 1.1). El promedio de la densidad fue de 2.81 ind/m². Se asignó el puntaje de “1” a las densidades menores de 0.93 ind/m², “2” a las densidades entre 0.94 ind/m² a 1.87 ind/m², “3” a las densidades entre 1.88 ind/m² a 2.81 ind/m², “4” a las densidades entre 2.82 ind/m² a 4.6 ind/m² y “5” a las densidades mayores de 4.61 ind/m² (Fig.5).

Los puntajes de salud muestran que las localidades con menor densidad fueron Carrizalillo (0.728 ind/m²) y Zapatito (0.462 ind/m²) (las cuales obtuvieron puntajes de “1”), ambas se encuentran dentro de la zona de Puerto Escondido, por lo que en cuanto a la comunidad de peces esta zona es la más deteriorada. Por su parte, Puerto Ángel es una zona mixta que muestra localidades con puntajes de hasta “5” (Mazunte (4.929 ind/m²), La Mina (4.77 ind/m²) y Tijera (6.393 ind/m²)) y localidades con puntajes de “2” (Puerto Ángel (0.981 ind/m²), Estacahuite (1.178 ind/m²) y Boquilla (1.35 ind/m²)). Mientras que Huatulco sigue la misma tendencia encontrada en las coberturas de coral vivo y coral muerto, al presentar localidades con mayores puntajes y densidades que las dos zonas anteriores. Cabe destacar que Huatulco presenta dos de las cinco localidades que obtuvieron puntajes de “5” (Isla San Agustín (5.553 ind/m²) y Dos Hermanas (5.105 ind/m²)).

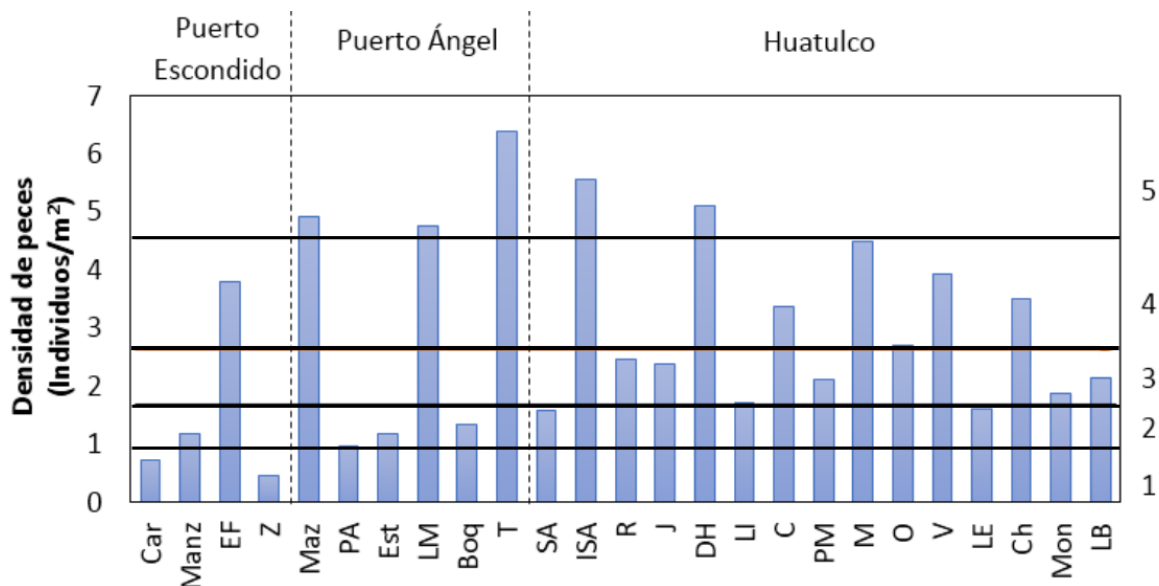


Figura 5. Densidad de peces en las comunidades y arrecifes coralinos que se desarrollan en la costa de Oaxaca. Las líneas punteadas separan las zonas. Sobre el eje de las “Y” se encuentra la densidad de peces, sobre el eje de las “X” las localidades muestreadas. De lado derecho se muestra el puntaje asignado a cada densidad.

En la Tabla 1 se incluye el cálculo del Índice Integrado de Salud Arrecifal (IISA) para cada localidad en cada zona. Dentro de la zona de Puerto Escondido, la localidad con el mayor IISA fue El Faro (4), mientras que la localidad con el menor IISA fue Puerto Escondido (1). En la zona de Puerto Ángel la localidad con el mayor IISA fue La Mina (5) y la localidad con el menor IISA fue Boquilla (2). Por último, dentro de la zona de Huatulco las localidades con el mayor IISA fueron Punta Maguey y San Agustín (ambas con IISA de 4.25), mientras que las localidades con el menor IISA fueron San Agustín, Jicaral y Chahué (las tres con IISA de 2.75). Es importante

destacar que Puerto Escondido es la localidad con el menor IISA en la base general de datos.

La Figura 6 es un mapa en el que se incluyen varios elementos para analizar el estado de conservación de los arrecifes muestreados. El gráfico circular superior expresa el porcentaje de localidades por clasificación para toda el área de estudio. Se aprecia que el 4% de las localidades tienen un estado de conservación “Crítico”, asociado predominantemente a la zona de Puerto Escondido; el 19% de las localidades posee una condición “Pobre”, el 31% una condición “Regular”, el 35% una condición “Buena” y el 11% una condición “Muy Buena”. Por otro lado, en los gráficos circulares inferiores se puede observar el mismo análisis para cada zona. La zona de Puerto Escondido presenta seis localidades y de acuerdo con su estado de conservación es la más deteriorada debido a que 17% de sus localidades poseen una condición “Crítica”, el 50% una condición “Pobre” y el 33% una condición de “Bueno”, cabe destacar que no existieron localidades con una condición “Regular” y “Muy Buena”. La zona de Puerto Ángel posee seis localidades y de acuerdo con su estado de conservación el 33% poseen una condición “Pobre”, el 33% una condición “Regular”, el 17% una condición “Buena” y el 17% una condición “Muy Buena”, no existieron localidades dentro de la clasificación de “Crítico”. Huatulco es la zona con mejor estado de conservación al no presentar ninguna localidad con una condición “Crítica” y “Pobre”, el 47% posee una condición “Regular”, 40% una condición “Buena” y el 13% una condición “Muy Buena”.

Tabla 1: Valores numéricos del Índice Integrado de Salud Arrecifal. Zona, Localidad e IISA para cada localidad.

Zona	Localidad	IISA
Puerto Escondido	Puerto Escondido (PE)	1
	Bachoco (Ba)	2
	Carrizalillo (Car)	3.66
	Manzanillo (Manz)	2.66
	El Faro (EF)	4
	Zapatito (Z)	2.33
Puerto Ángel	Mazunte (Maz)	3
	Puerto Ángel (PA)	2.66
	Estacahuite (Est)	4
	La Mina (LM)	5
	Boquilla (Boq)	2
	Tijera (T)	3
Huatulco	San Agustín (SA)	2.75
	Isla San Agustín (ISA)	4.25
	Riscalillo (R)	3.75
	Jicaral (J)	2.75
	Dos Hermanas (DH)	3.75
	La India (LI)	4
	Chahué (Ch)	2.75
	Cacaluta (C)	3.75
	Punta Maguey (PM)	4.25
	Maguey (M)	3
	Órgano (O)	4
	Violín (V)	3
	La Entrega (LE)	3.75
	Isla Montosa (Mon)	3.25
	Isla La Blanca (LB)	3.33

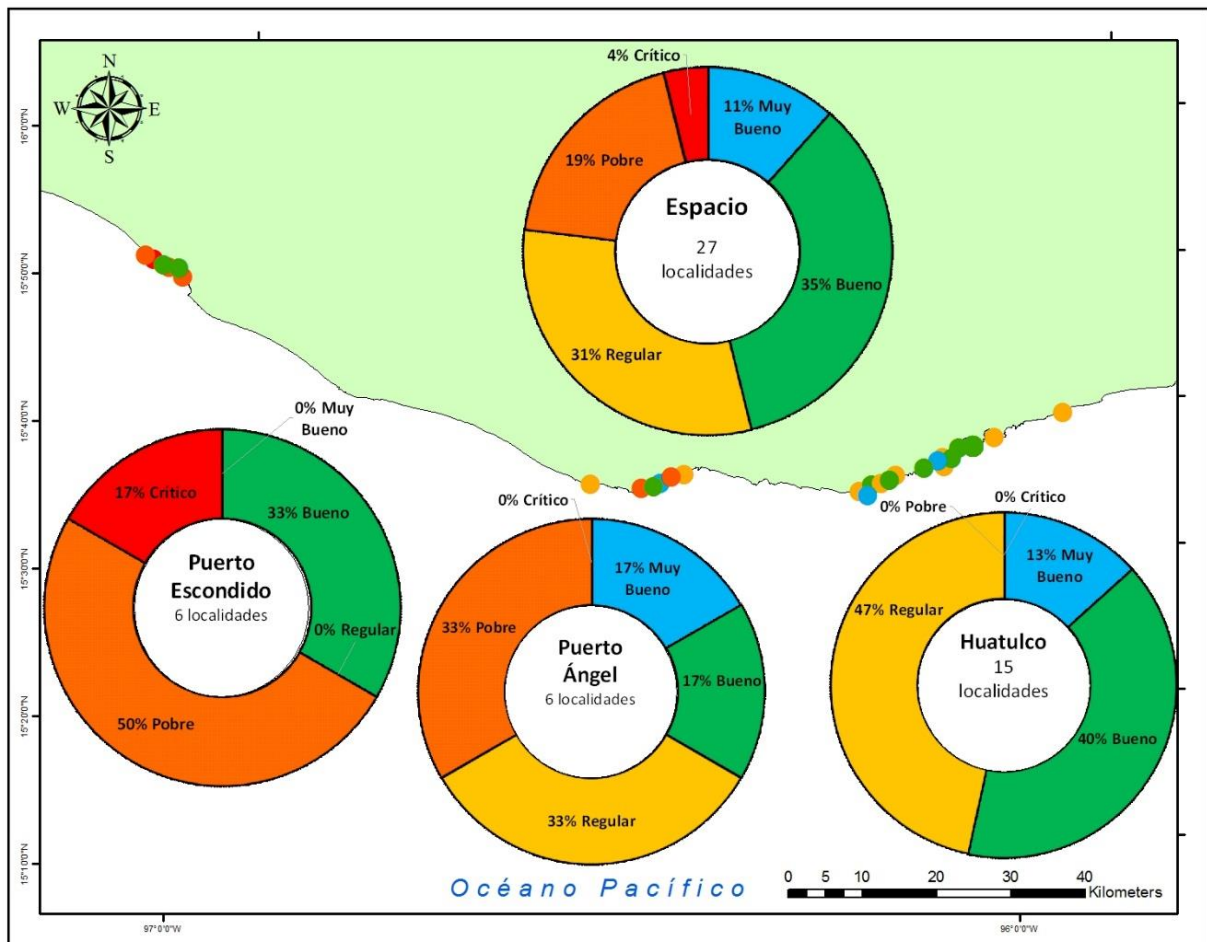


Figura 6. Índice Integrado de Salud Arrecifal (IISA) de las comunidades y arrecifes coralinos que se desarrollan en la costa de Oaxaca. Ubicación de las 27 localidades muestreadas dentro de tres zonas (Huatulco, Puerto Ángel y Puerto Escondido). La gráfica circular superior representa el porcentaje del total de las localidades por estado de conservación. Las gráficas circulares inferiores muestran el IISA expresado en porcentaje para cada zona muestreada.

Variación temporal de los indicadores y de la condición arrecifal

La variación de los indicadores y de la condición de los sistemas arrecifales localizados en la costa de Oaxaca se integró para un periodo de 18 años, entre 1997 a 2019. Las coberturas de coral vivo y muerto fueron muestreadas durante 18 años, la densidad de *D. mexicanum* y peces fue muestreada durante 10 años (2008-2019) (Tabla A1.2).

Cobertura de coral vivo y muerto (tiempo)

Los porcentajes de cobertura de coral vivo van desde 8.91% hasta 90.78% (Tabla A 1.2), mientras que el promedio general para tiempo fue de 54.62%. Se le asignó el puntaje de “1” a coberturas menores de 18.2%, “2” a las coberturas entre 18.3% a 36.41%, “3” a las coberturas entre 36.42% a 54.62%, “4” a las coberturas entre 54.63% a 72.7%, y “5” a las coberturas mayores de 72.71% (Fig. 7).

El mayor grado de deterioro para la comunidad coralina en función de la cobertura de coral vivo se registró durante 1999, el cual presentó el menor puntaje (“1”), y por lo tanto posee una cobertura de coral vivo baja. A partir de 1999 y hasta 2003, se registraron coberturas de coral vivo que no exceden “3” en el puntaje de salud (coberturas bajas). Se carece de datos entre 2004 y 2007, pero en 2008 el porcentaje de la cobertura de coral vivo posee el valor más elevado, por lo que

obtuvo un puntaje de salud alto (“5”). No obstante, a partir de 2008 y hasta 2011 los puntajes de salud (“3”) y la cobertura de coral vivo disminuyeron, luego de lo cual los valores de cobertura de coral vivo se incrementaron hasta alcanzar puntajes altos (“4” y “5”) entre 2013-2017. Finalmente, durante 2018 y 2019 se observó una disminución en la cobertura coralina, lo cual se reflejó en los puntajes de salud (“4”).

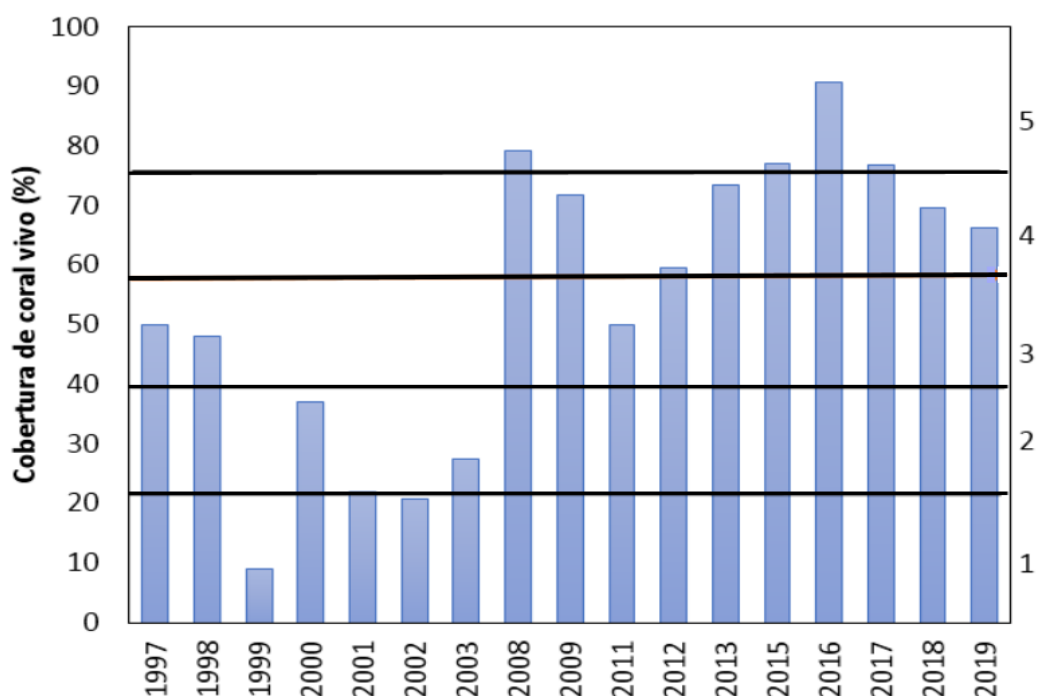


Figura 7. Cobertura de coral vivo de los sistemas arrecifales que se desarrollan en la costa de Oaxaca (1997-2019). Sobre el eje de las “Y” se encuentra el porcentaje de la cobertura de coral vivo, sobre el eje de las “X” los años muestreados. De lado derecho se muestra el puntaje asignado a cada porcentaje.

Los porcentajes de la cobertura de coral muerto van desde 8.22% hasta 91.08% (Tabla A 1.2), siendo el promedio de 46.42%. Se le asignó el puntaje de “1” a coberturas de coral muerto mayores de 76.20%, “2” a coberturas entre 61.31% y 76.19%, “3” a coberturas entre 46.43% y 61.3%, “4” a coberturas entre 23.22% y 46.42%, y “5” a coberturas menores de 23.21% (Fig. 8).

La cobertura de coral muerto presenta una tendencia muy similar a la encontrada en la cobertura de coral vivo. Durante 1997-2003 los puntajes de salud obtenidos son de “3” o menores, siendo 1999 el año con el mayor grado de deterioro (mayor cobertura de coral muerto, y puntaje de “1”) a lo largo de 17 años muestreados. Se carece de información entre 2004-2007 con respecto a la cobertura de coral muerto, sin embargo, 2008 presenta un puntaje de salud de “5”, lo que indica una baja cobertura de coral muerto y una buena condición dentro de los sistemas arrecifales; a partir de este año y hasta 2011 los puntajes de salud decaen progresivamente hasta llegar a “3”. En la Figura 14 se puede observar que a partir de 2012 la comunidad coralina logra recuperarse, reflejándose en los puntajes de salud, los cuales son de “4” o superiores (2015, 2016, 2017). Finalmente, los puntajes de salud obtenidos durante 2018 y 2019 (“4”) indican un aumento en la cobertura de coral muerto.

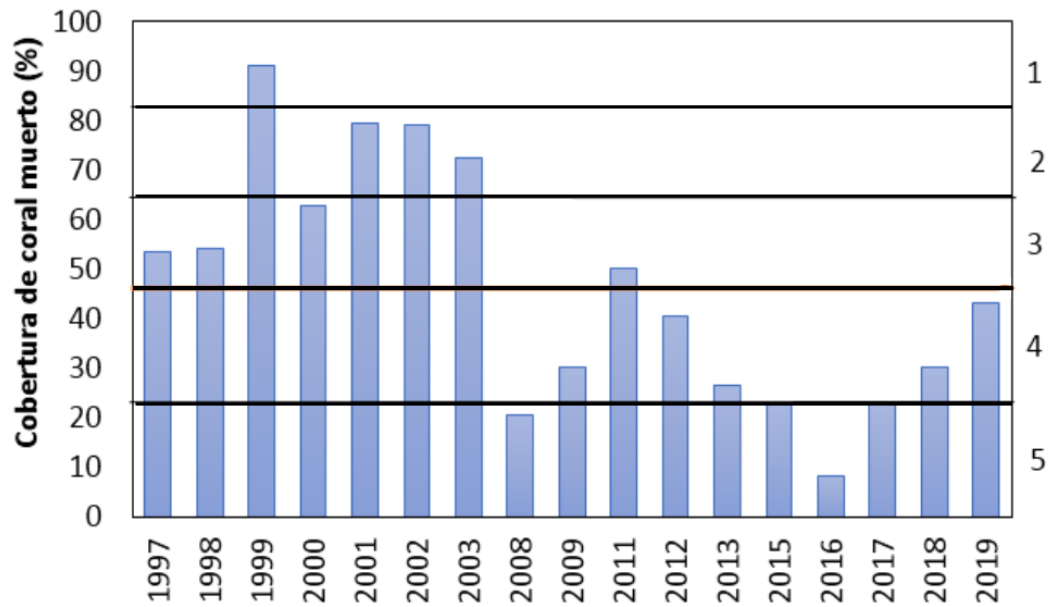


Figura 8. Cobertura de coral muerto de los sistemas arrecifales que se desarrollan en la costa de Oaxaca (1997-2019). Sobre el eje de las “Y” se encuentra el porcentaje de la cobertura de coral muerto, sobre el eje de las “X” los años muestreados. De lado derecho se muestra el puntaje asignado a cada porcentaje.

Densidad de *Diadema mexicanum* (tiempo)

El rango de densidades va desde 0.01 individuos/m² a 0.34 individuos/m² (Tabla A 1.2), su promedio general es de 0.12 individuos/m². Se asignó “1” a densidades menores 0.04 individuos/m², “2” a densidades entre 0.041 individuos/m² a 0.08 individuos/m², “3” a densidades entre 0.81 individuos/m² a 0.12 individuos/m², “4” a densidades entre 0.13 individuos/m² a 0.22 individuos/m² y “5” a densidades mayores de 0.23 individuos/m² (Fig. 9).

D. mexicanum sigue una tendencia caracterizada por cambios drásticos en su densidad. Durante 2008 se registró el mayor puntaje de conservación dentro de

los 10 años muestreados, no obstante, en 2009 la densidad de esta especie disminuyó drásticamente llegando a obtener puntaje de “1”. Consecutivamente, *D. mexicanum* se recuperó, aumentando su densidad durante 2010 (“4”), para volver a decaer en 2011 (“2”). A partir de este año y hasta 2016, *D. mexicanum* se recuperó gradualmente hasta obtener un puntaje de “4”. Posteriormente, la densidad de esta especie disminuye nuevamente y se mantiene con puntajes bajos (“3” o menores), siendo 2018 el año en el que se registra la menor densidad y puntaje (“1”).

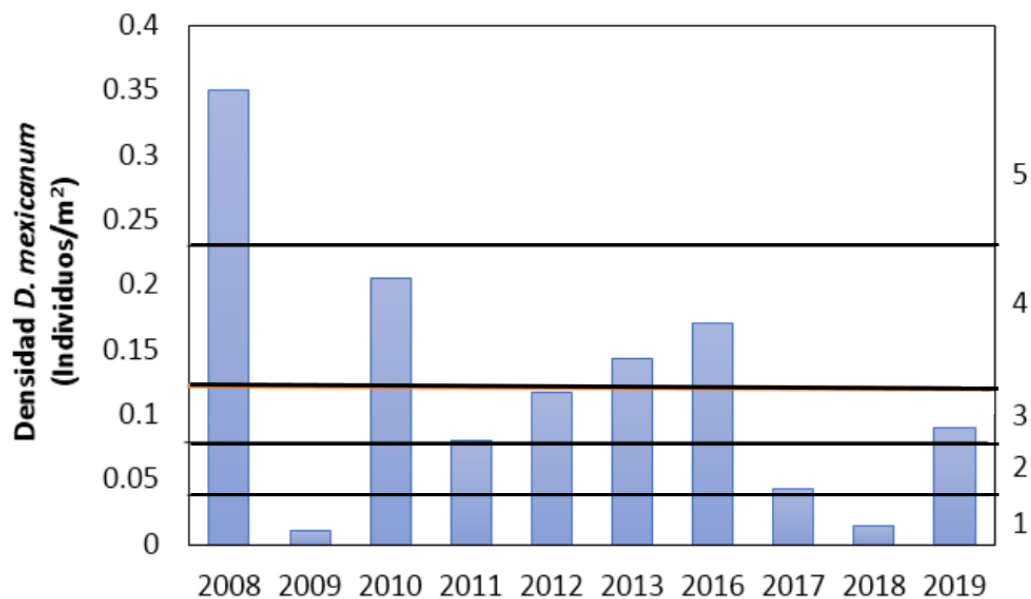


Figura 9. Densidad de *D. mexicanum* de los sistemas arrecifales que se desarrollan en la costa de Oaxaca (2008-2019). Sobre el eje de las “Y” se encuentra la densidad de *D. mexicanum*, sobre el eje de las “X” los años muestreados. De lado derecho se muestra el puntaje asignado a cada densidad

Densidad de peces (tiempo)

El rango de densidades va desde 0.15 individuos/m² a 6.07 individuos/m² (Tabla A 1.2) con un promedio de 2.7 individuos/m².

Se le asignó “1” a densidades menores 0.9 individuos/m², “2” a densidades entre 0.91 individuos/m² y 1.8 individuos/m², “3” a densidades entre 1.81 individuos/m² y 2.7 individuos/m², “4” a densidades entre 2.71 individuos/m² y 4.38 individuos/m² y “5” a densidades mayores de 4.39 individuos/m² (Fig. 10).

Durante 2008, la densidad de los peces fue relativamente alta y mostró un comportamiento parecido a los otros indicadores con un puntaje de “4”. Sin embargo, a partir de este año se observa una disminución en la densidad de los peces, similar a los indicadores analizados en el tiempo, con un puntaje de salud menor (“2”) en 2010. En la Figura 10, también se observa que a partir de 2011 se muestra una gradual recuperación de la comunidad de peces hasta 2013, el cual obtuvo un puntaje de “5”. Sin embargo, la densidad de los peces decae durante 2017 llegando a obtener puntaje de “3”, a partir de este año la comunidad de peces en los arrecifes de la región se recuperó progresivamente y llega a obtener puntaje de “5” durante 2019.

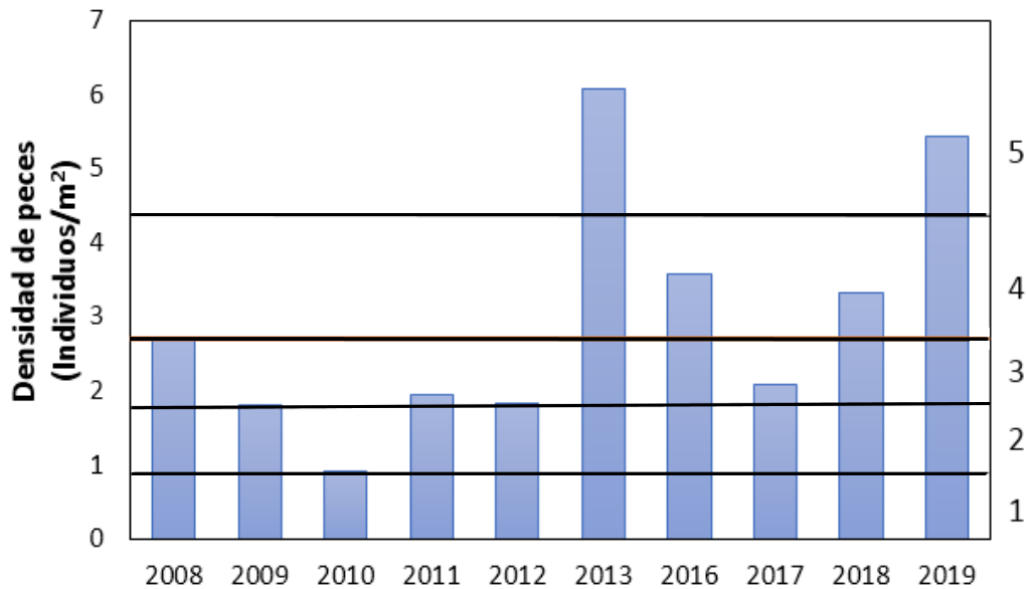


Figura 10. Densidad de peces de los sistemas arrecifales que se desarrollan en la costa de Oaxaca (2008-2019). Sobre el eje de las “Y” se encuentra la densidad de peces, sobre el eje de las “X” los años muestreados. De lado derecho se muestra el puntaje asignado a cada densidad.

El IISA y su clasificación para 18 años muestreados (1997-2019), posee una tendencia muy similar a la encontrada en cada indicador muestreado (Fig. 11). Desde 1997 hasta 2003, se registraron puntajes del IISA bajos que en su mayoría corresponden a una condición “Pobre” y “Regular”. Es notorio que 1999 obtuvo un puntaje muy cercano a “1” en la escala del IISA, por lo que los sistemas arrecifales durante este año se encontraban en una condición “Crítica”. Debido a que no se realizaron muestreos de ninguno de los indicadores entre 2003-2007, no se cuenta con información del IISA durante estos años. No obstante, 2008 muestra que los sistemas arrecifales de la región se recuperaron al poseer una condición “Muy Buena”.

Sin embargo, 2009, 2010 y 2011 se caracterizaron por una disminución en las coberturas y densidades de los indicadores por lo que el IISA disminuyó hasta obtener una condición “Regular”. A partir de 2012 y hasta 2019 se obtuvieron puntajes del IISA mayores a 3.5, los cuales corresponden a una condición “Muy Buena” o “Buena”, siendo 2015, el año con el mayor IISA (“5”) registrado durante los 18 años muestreados. Sin embargo, es importante mencionar que a partir de 2015 el IISA disminuyó desde una condición “Muy Buena” hasta “Buena” durante 2018 y 2019, con valores cercanos a 3.4 (“Regular”). En general, los años con mejor estado de conservación (“Muy Bueno”) fueron 2008, 2013, 2015 y 2016 con puntajes de 4.75, 4.5, 5 y 4.25 respectivamente, mientras que el año 1999 tuvo el estado de conservación más bajo (“Critico”) con un puntaje ligeramente superior a 1, además de los años 2001-2003, cuyos puntajes caen dentro del estado de conservación “Pobre” (Fig. 11).

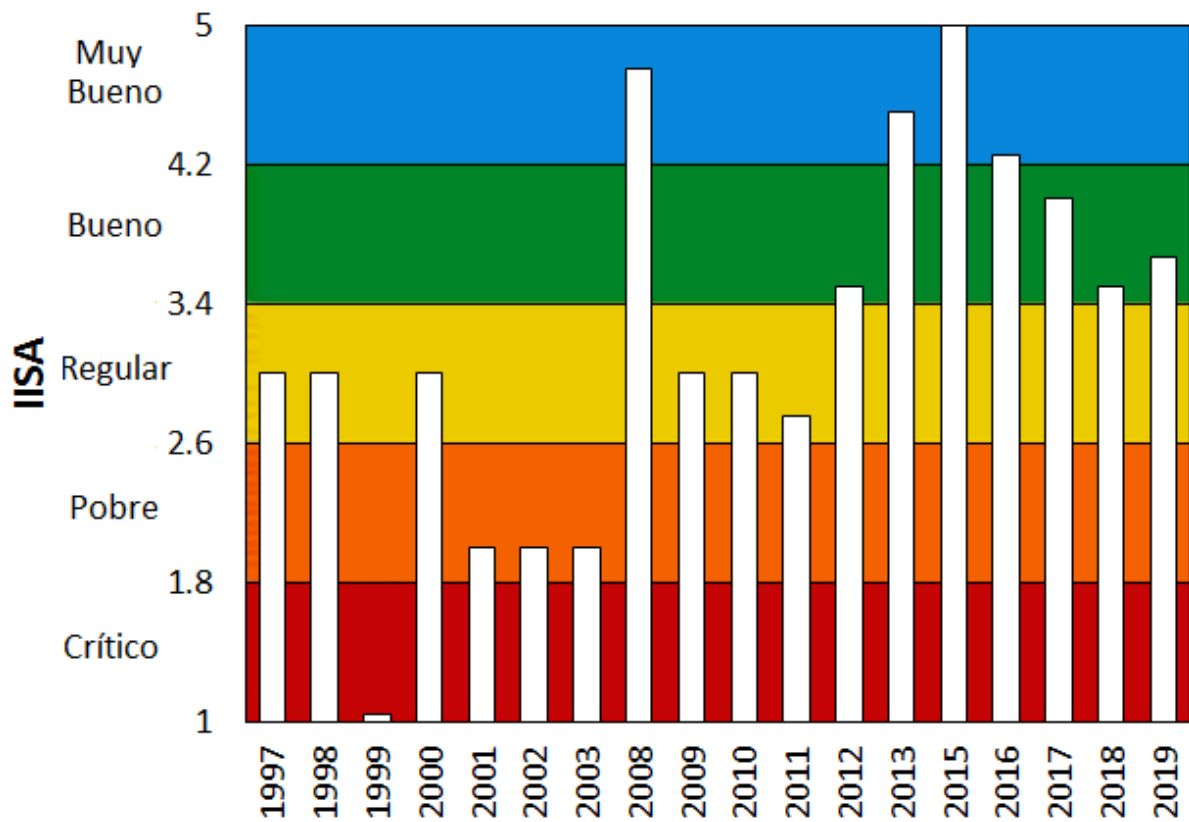


Figura 11. Índice Integrado de Salud Arrecifal (IISA) para las comunidades y arrecifes coralinos que se desarrollan en la costa de Oaxaca a través del tiempo. Sobre el eje de las “X” se encuentran los años muestreados.

Condición actual (2018-2019) de los sistemas arrecifales

La Figura 12 muestra el estado de conservación actual (2018-2019) de los sistemas arrecifales de la costa de Oaxaca. Durante estos dos años no se muestrearon las zonas de Puerto Escondido y Puerto Ángel, por lo que el IISA pertenece a la zona de Huatulco. De esta manera, el 18% de las localidades posee una condición “Pobre” (La Entrega y Jicaral), y las localidades de Riscalillo, San Agustín, Isla San Agustín y La India poseen una condición “Regular” (36%) mientras que, las localidades de Isla Cacaluta, Maguey, Órgano, Dos Hermanas y Violín tienen una condición “Buena” (46%). Destaca que no existieron localidades con una condición “Muy Buena” y “Crítica”. La mayoría de las localidades ubicadas en la parte oeste del mapa tienen una condición “Pobre” y “Regular” a excepción de Dos Hermanas (“Buena”). Mientras que, la parte este de la zona presenta en su mayoría, localidades con una condición “Buena”. Por otra parte, La Entrega, uno de los arrecifes más visitados en la región, exhibe una condición “Pobre”.

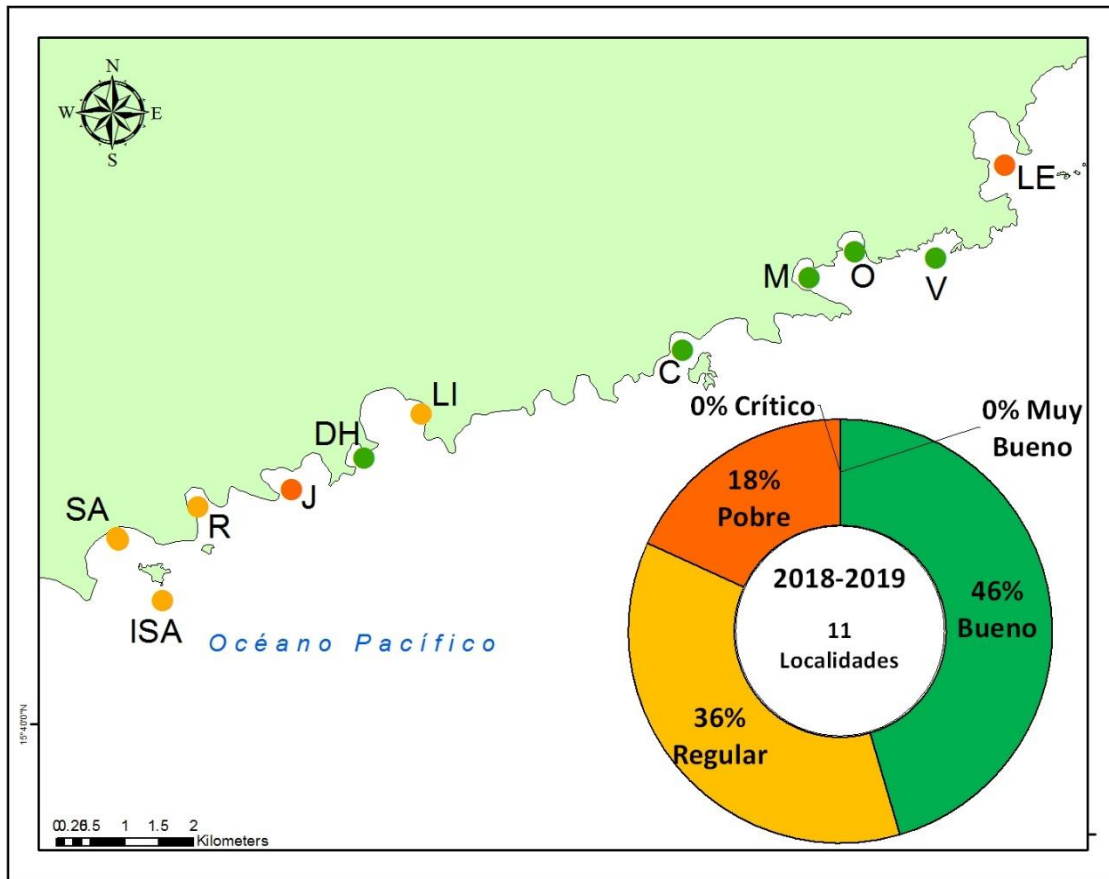


Figura 12. Índice Integrado de la Salud Arrecifal (IISA) para el año 2018-2019 en el área de Huatulco. La gráfica circular representa el porcentaje de las localidades en cada estado de conservación. SA=San Agustín, ISA= Isla San Agustín, R= Riscalillo, J= Jicaral, DH=Dos Hermanas, LI= La India, C= Cacacluta, M= Maguey, O= Órgano, V= Violín, LE= La Entrega.

DISCUSIÓN

En general, el análisis de los resultados indica que las comunidades y sistemas arrecifales que se desarrollan en la costa de Oaxaca se caracterizan por su amplia heterogeneidad espacial y temporal respecto a su condición o estado de conservación, probablemente como consecuencia de la amplia variación de los estresores naturales y antropogénicos como “El Niño”, fenómenos meteorológicos, cambios de uso de suelo y el desarrollo costero, a la que están expuestos.

La variación espacial en el IISA indica que el 4% de las 27 localidades estudiadas poseen una condición “Crítica”, el 19% “Pobre”, el 31% “Regular”, el 35% “Buena” y el 11% “Muy Buena”. Dicha variación en el IISA está fuertemente estructurada en espacio al grado de que sugiere la existencia de tres zonas diferenciadas por su condición: Puerto Escondido la cual es la zona más deteriorada, seguida por Puerto Ángel, mientras que la zona arrecifal que se desarrolla en Huatulco es la zona con menos deterioro en Oaxaca. El IISA para la zona de Puerto Escondido muestra que el 67% de los sistemas arrecifales que se desarrollan en esta zona se encuentran en una condición degradada (17% “Crítico” y 50% “Pobre”), mientras que el 33% tiene una condición de “Bueno”, Puerto Ángel, por su parte, posee estados de conservación mixtos, sin embargo el 66% de sus sistemas arrecifales se encuentran degradados (33% “Pobre” y 33% “Regular”) y el 34% restante se divide entre una condición de “Bueno” y “Muy Buena”. Destaca que no existe ninguna localidad con un estado de conservación de “Crítico”. Mientras que

Huatulco muestra que el 47% de sus localidades tiene una condición “Regular”, es decir, degradadas, y que el porcentaje que representa a sistemas arrecifales con un proceso de recuperación (40% “Bueno”) o con una condición óptima (13% “Muy Bueno”) se incrementa a 53%.

Dentro de las tres zonas existen estresores ambientales y antropogénicos similares, que varían en su magnitud en espacio/tiempo al grado de afectar a los sistemas arrecifales de manera diferencial. Por ejemplo, existen fenómenos naturales que pueden cambiar la dominancia de las especies dentro de los sistemas arrecifales como los huracanes y las tormentas tropicales que, continuamente azotan la costa oaxaqueña (Reyes-Coca y Mejía-Trejo, 1991; Lirman *et al.*, 2001). De igual manera, existen impactos de origen antropogénico como la destrucción mecánica, el desarrollo costero, el turismo y los proyectos turísticos realizados en la región que han cambiado el uso de suelo desde superficies cultivables hasta la construcción de hoteles, carreteras y servicios causando sedimentación, eutrofización y turbidez (Leija-Loredo *et al.*, 2016).

Puerto Escondido, Puerto Ángel y Huatulco se establecieron en la costa desde 1940, 1850 y 1550 respectivamente; en sus inicios su población fue de unas cuantas decenas de habitantes dedicados a la pesca y la agricultura (Vázquez-Mendoza, 2013). No obstante, a partir de 1970 se incrementó el tamaño poblacional de dichas ciudades y pasaron de tener unas pocas decenas o cientos de habitantes a varios miles en la actualidad (INEGI, 2010). En el caso de Puerto Escondido, el tamaño poblacional de la ciudad puede explicar la condición/estado de conservación de los sistemas arrecifales del área, en tanto que el último censo del INEGI (2010)

indica que la población fue de 47,809 habitantes lo que la coloca entre las ciudades costeras más grandes de México y una de las más grandes con desarrollo arrecifal en la costa de Oaxaca (INEGI, 2010). En comparación con Puerto Escondido, la población de Puerto Ángel es bastante más pequeña (2,645 habitantes), mientras que la población de Huatulco (La Crucecita) es de aproximadamente una tercera parte (15,130 habitantes), sin embargo, las tres ciudades experimentan el mismo proceso de explosión demográfica, cambio de uso de suelo y desarrollo costero (INEGI, 2010) que impactan el estado de conservación de los sistemas arrecifales de la región. Consecuentemente, a partir de la década de los 70's, las ciudades han experimentado un desordenado y acelerado desarrollo turístico, que no sólo obligó a los habitantes de la región a cambiar la manera en la que obtenían sus recursos e ingresos económicos, sino que la población tuvo que adaptarse para atender las necesidades de los diferentes proyectos turísticos que se llevan a cabo en la costa oaxaqueña (Leija-Loredo *et al.*, 2016). A su vez, el establecimiento de grandes ciudades trajo consigo problemas de contaminación fecal en las playas recreativas, causados por el vertimiento clandestino en forma directa o indirecta, con la correspondiente eutrofización y turbidez que conlleva este impacto (INEGI, 2010; Rodiles-Hernández, 2013). Por otro lado, la construcción de la infraestructura turística produce sedimentos que se depositan en los pólipos de los corales, lo cual daña y reduce la capacidad de respiración, captura de alimento y fotosíntesis de la comunidad coralina, además, afecta la reproducción e inhibe el reclutamiento larval de los corales pétreos, incrementa la energía requerida para la remoción del sedimento por parte de los corales y reduce el espacio disponible para el forrajeo y

movimiento de la comunidad béntica (Rogers, 1990; Hunte y Wittenberg, 1992; Stafford-Smith y Ormond, 1992; Stafford-Smith, 1993; Riegl y Branch, 1995; Ochoa-López *et al.*, 1998; Heyward y Negri, 1999; Granja-Fernández y López Pérez, 2008). Otros factores que causan la degradación de los sistemas arrecifales son la agricultura a través del uso de fertilizantes y la destrucción mecánica de los corales causada por turistas (e.g. aleteo, pisoteo, extracción de especímenes, etc.), así como por embarcaciones de recreación y pesca que fondean dentro de las bahías o cerca de los arrecifes (Figueroa-Zavala, 2007; Talledos-Sánchez, 2012; Webster *et al.*, 2012).

En general, las comunidades y arrecifes coralinos que se desarrollan en la costa de Oaxaca se encuentran protegidos del oleaje dentro de bahías y pueden presentar un buen desarrollo y zonificación como resultado de las adecuadas condiciones térmicas locales (Reyes-Bonilla y Leyte-Morales, 1998), sin embargo, las surgencias estacionales provenientes del Golfo de Tehuantepec influyen predominantemente la zona de Huatulco (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015). En el Golfo de Tehuantepec, los vientos transportan aguas con bajas temperaturas, bajos niveles de oxígeno, subsaturación de aragonita, bajas concentraciones de salinidad y bajo pH (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015; Fiedler y Lavin, 2017; Reyes-Hernández *et al.*, 2019), provocando la acidificación de los océanos y el desgaste continuo de las estructuras coralinas (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015), al grado de influenciar negativamente la calcificación de los corales constructores de arrecifes (Medellín-Maldonado *et al.* 2016). Esto pueden generar pulsos de estrés ecológico severo, por lo que los arrecifes de Huatulco se encuentran en diversas etapas de recuperación

(Glynn y Leyte-Morales,1997). Por su parte, Reyes-Bonilla y Leyte-Morales (1998) determinaron que, en el caso de Puerto Ángel, la surgencia proveniente del Golfo de Tehuantepec puede actuar ocasionalmente como una fuerza de aislamiento, limitando la llegada de larvas, restringiendo el número de especies de coral y afectando a las comunidades coralinas que, a su vez resulta en una menor disponibilidad de hábitat para otras especies (Lluch-Cota *et al.*, 1997). Por otra parte, no se tiene evidencia del efecto de la surgencia del Golfo de Tehuantepec en la zona de Puerto Escondido.

A diferencia de las comunidades y arrecifes coralinos de Puerto Escondido y de los que se desarrollan en las inmediaciones del Puerto Ángel, la mayoría de aquellos que ocurren en la zona de Huatulco están integrados al área natural protegida Parque Nacional Huatulco (PNH), ya que de las 15 localidades que integran la zona, 11 están incluidas dentro del PNH. Las localidades que no están protegidas por el PNH se encuentran en el extremo este de la zona (La Entrega, Chahué, Isla Montosa e Isla La Blanca), siendo Isla La Blanca la localidad más alejada del parque. El PNH se decretó como reserva en 1998, se sitúa en el municipio de Santa María Huatulco (SMH), y colinda al norte con los terrenos comunales de SMH, al sur con el océano Pacífico, al este con la zona urbana de La Crucecita, y al oeste con la cuenca del arroyo Xúchilt. Cuenta con una superficie de 11,890.98 ha de las cuales 6,374.98 ha son terrestres y 5,516.00 ha pertenecen a la zona marina (CONANP, 2003). El PNH presenta elementos naturales que le confieren alta importancia para la conservación a nivel nacional e internacional por

sus bosques tropicales secos y arrecifes coralinos, ya que representan una reserva genética de especies vegetales y animales de espacios geográficos terrestres y marinos que posibilita un continuo flujo de poblaciones biológicas, salvaguarda la diversidad genética de las especies endémicas, amenazadas y/o en peligro de extinción; concretamente, los arrecifes dentro de esta área natural son identificados como uno de los sistemas arrecifales más importantes del Pacífico mexicano (Leyte-Morales, 1997; Glynn y Leyte-Morales, 1997; Reyes-Bonilla y Leyte-Morales, 1998; CONANP, 2003).

Existe un número relativamente escaso de estudios respecto al diseño, manejo y estado de conservación de los ecosistemas del parque (Glynn y Leyte-Morales 1997, Lirman *et al.*, 2001, López-Pérez *et al.*, 2003, 2014, 2016, López-Pérez y Hernández-Ballesteros, 2004; Benítez-Villalobos *et al.*, 2009, de la Lanza-Espino *et al.*, 2013; Robles-Zavala *et al.*, 2016). Además de las razones esgrimidas en el Plan de Manejo del PNH (CONANP, 2003), los estudios señalan que el diseño actual del parque cumple con proteger un número importante y taxonómicamente representativo de equinodermos y con conservar niveles adecuados de riqueza de especies de peces y corales dentro del polígono, aunque su diseño no incluye la localidad que aportaría la mayor complementariedad en términos de riqueza de especies con el parque: La Entrega (López-Pérez y López-García 2008). Aunado a esto, una parte de la variación en el estado de conservación dentro del PNH es ocasionada por el escaso manejo del área protegida, ya que existen problemas para cumplir con todos las metas y objetivos de los programas de conservación debido a

recortes y retrasos de presupuesto, poco y falta de personal especializado, un diseño de programa de manejo desactualizado que deja de lado el desarrollo de la población en lugar de integrarlo, y una falta de evaluación con respecto al estado de conservación que causa el eventual descuido y deterioro del arrecife dentro de esta zona (Binnqüist-Cervantes *et al.*, 2017; Juárez-Hernández y Tapia-García, 2018). En términos de la condición del parque, se han registrado episodios de deterioro arrecifal en las comunidades que componen el parque o en la periferia del mismo; localidades como Jicaral (López-Pérez *et al.*, 2003), La Entrega (Glynn y Leyte-Morales, 1997), Violín e Isla Montosa (López-Pérez *et al.*, 2016) han experimentado perturbaciones a causa de sedimentación asociada con la construcción del desarrollo turístico (Glynn y Leyte-Morales, 1997; Leyte-Morales, 2000; López-Pérez *et al.*, 2002), mortalidad de equinodermos (Benítez-Villalobos *et al.*, 2009) o el evento El Niño-La Niña (Glynn y Leyte-Morales, 1997, Reyes-Bonilla, 2001; López-Pérez *et al.*, 2016). No obstante lo anterior, los resultados indican que el área de Huatulco posee un mejor estado de conservación que el área de Puerto Ángel o Puerto Escondido. En particular, las localidades con mejor condición son Isla San Agustín y Punta Maguey, donde se ha registrado una alta diversidad de especies (López-Pérez *et al.*, 2014, 2018), resultado de una mayor variedad de ambientes arrecifales (rocoso, arenoso, coralino y combinación de éstos) (Juárez-Hernández *et al.*, 2013). Por su parte, al momento de analizar el espacio, de entre las localidades ubicadas fuera del parque destaca La Entrega, la cual posee un IISA elevado que se ajusta dentro de una condición de “Bueno”, debido a la alta cobertura de coral vivo, y densidades de *D. mexicanum* y peces registradas a través de todos los años

muestreados. Mientras que, Isla Montosa e Isla La Blanca, al oeste del mapa poseen, un estado de conservación “Regular” (de acuerdo al IISA), muy probablemente como consecuencia de la distancia a la que se encuentran del PNH y a que los arrecifes coralinos que se encuentran estas localidades carecen de alguna protección especial.

Es importante mencionar que Puerto Escondido y Puerto Ángel carecen de algún estatus de conservación a nivel municipal, estatal o federal que regulen el uso y manejo de los sistemas arrecifales que se desarrollan aledaños a los desarrollos urbanos. Probablemente por lo anterior, y por la historia de desarrollo y uso de los sistemas descritos en párrafos anteriores, Huatulco posee un mejor estado de conservación en comparación con los sistemas que se desarrollan en Puerto Escondido y Puerto Ángel. Además, es importante mencionar que las localidades de Carrizalillo, El Faro, La Mina y Estacahuite solamente han sido muestreadas durante un año, por lo que es necesario de más estudios para comprender su verdadero estado de conservación.

El análisis espacial evidencia, muy probablemente, el efecto sinérgico que ocasionan las diferentes fuentes naturales y antrópicas de estrés sobre los sistemas arrecifales cercanos a Puerto Escondido, Puerto Ángel y Huatulco, lo que provoca que reciban impactos de magnitudes y orígenes diferentes (Edinger *et al.*, 2000; Szmant, 2002), que terminan por reducir la capacidad de las estructuras coralinas para regenerarse y, consecuentemente, se produce la degradación de los sistemas arrecifales (Bellwood *et al.*, 2004). Aunque no se podría identificar a un solo factor

causante de la condición arrecifal, la sinergia entre ellos (crecimiento poblacional, desarrollo costero, grandes proyectos turísticos, la acidificación del océano, la existencia de un área marina protegida, así como la falta de planes de manejo y protocolos de protección especial) explica el patrón espacial de deterioro del sistema arrecifal de la costa de Oaxaca, siendo Puerto Escondido el arrecife con mayor deterioro, seguido por Puerto Ángel y mostrando a Huatulco como el arrecife con el mayor grado de conservación.

El análisis del IISA en términos de la variación temporal además de evidenciar los cambios que ha experimentado la región, permite explorar su relación con eventos hidrometeorológicos registrados en la costa de Oaxaca. Por ejemplo, aunque no fue directamente detectado, El Niño 1982-1983 fue inferido por Glynn y Leyte-Morales (1997) a partir del análisis de tallas del coral *Pavona gigantea*, razón por la cual el estado de conservación pudo haber permanecido regular hasta 1997. Más recientemente, entre 1997-1998 se registró un evento El Niño, seguido de La Niña que afectó severamente los sistemas arrecifales de Puerto Ángel y Huatulco (Reyes-Bonilla *et al.*, 2002) los cuales, además, fueron impactados por tres eventos hidrometeorológicos secuenciales (Olaf, Paulina, Rick) en un periodo de dos meses durante 1997 (Lirman *et al.*, 2001), lo que probablemente condujo a un estado de conservación “Crítico” a los sistemas arrecifales de la región. Luego de lo anterior, los sistemas mantuvieron una condición entre “Pobre” y “Regular”. Se carece de datos entre 2003-2007, pero durante 2008 los sistemas alcanzaron una condición “Muy Buena”. A partir de 2009, tanto la cobertura de coral vivo como las densidades

de peces y de *D. mexicanum*, así como la condición del IISA de los arrecifes muestreados disminuyeron de una condición “Muy Buena” a “Regular”. Registros históricos indican que durante 2009-2010 se produjo una anomalía climática que trajo como consecuencia el aumento de la temperatura oceánica, lo que provocó un evento de El Niño, seguido por un rápido descenso de temperatura (La Niña) en el Pacífico central (Kim *et al.*, 2015). Nuevamente, a finales de 2015 y principios de 2016 se presentó un evento El Niño, provocando la disminución en la densidad de peces y *D. mexicanum* (Rossi y Soares, 2017). Además, a principios de 2017 ocurrió otro evento conocido como “El Niño Costero” el cual afectó gravemente las costas de Perú y que por efecto de las corrientes oceánicas una parte de este fenómeno llegó a las costas de Oaxaca (Paulino *et al.*, 2019). Al momento de calcular el IISA la alteración producida por El Niño 2015 y 2017 se hace evidente y la condición del arrecife disminuye de “Muy Bueno” a “Bueno”, producto del estrés asociado con el evento ENOS (Reyes-Bonilla, 2001; López-Pérez *et al.*, 2015) situación que permanece hasta la actualidad.

Los muestreos realizados durante 2018 y 2019 están espacialmente restringidos al área de Huatulco, por lo que el estado de conservación representa exclusivamente lo ocurrido en esta zona. En la actualidad, el porcentaje de localidades con estado de conservación “Pobre” es de 18%, el 36% es “Regular” y el 46% es “Bueno”, mientras que no existen localidades con una condición “Crítica” o “Muy Buena”. En general, se puede distinguir que las localidades ubicadas al este de la zona, excepto La Entrega, están mejor conservadas que las ubicadas en el oeste, probablemente como resultados de los asentamientos regulares (La Entrega) e

irregulares (Jicaral, La India), permanentes (San Agustín) y ocasionales (Riscalillo, Jicaral, La India) que ocurren en el oeste del PNH (Edmundo Aguilar, Director PNH; Talledos-Sánchez, 2012). Los asentamientos permanentes tienen asociados un uso turístico intensivo y cambios importantes en el uso de suelo con la construcción de acceso carretero e infraestructura (López-Pérez y Hernández-Ballesteros, 2004; Nava y Ramírez-Herrera, 2012). Juárez-Hernández (2013) refiere que la construcción de infraestructura turística produce sedimento terrígeno, provocando mortalidad coralina, y determinando decrementos en el número de especies y abundancia de las especies. Mientras que, las actividades subacuáticas y recreativas intensas pueden ocasionar un alto porcentaje de coral erosionado y muerto, resultado del daño continuo que bañistas ocasionan al ponerse de pie sobre la placa coralina (Hawkins y Roberts, 1993). En particular, esto último ha sido referido para explicar el deterioro actual de La Entrega y su condición de salud “Pobre”.

Los arrecifes de Oaxaca en el futuro

A nivel mundial existen estudios que realizan proyecciones acerca de posibles escenarios que podrían pasar en pocas décadas dependiendo de ciertos estresores que frecuentemente afectan los arrecifes coralinos. Un ejemplo de ello son los futuros escenarios propuestos por el Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), que sugieren dentro de su último informe (The Coral Reef Economy, 2018)

dos escenarios principales que podrían cumplirse para el 2030. El primer escenario propone la inactividad de acciones por parte del sector privado para contrarrestar el cambio climático e invertir en la conservación de arrecifes, se considera que los sistemas arrecifales a nivel mundial disminuirán del 70% al 90%, causando bajos ingresos y cuantiosas pérdidas económicas en los sectores turismo, pesca comercial, artesanal y desarrollo costero. El segundo escenario, propone la inversión privada para la conservación de los arrecifes mediante la expansión y mantenimiento de áreas marinas protegidas, la construcción de humedales para mejorar la gestión de aguas residuales, reforestación para reducir la erosión, filtros de vegetación (franjas de vegetación en el 50% de las tierras de cultivo dentro de los 6 km de costa adyacente al arrecife de cada región) para reducir la erosión. Mediante estas medidas de mitigación se pretende que la cobertura de coral vivo aumente hasta en un 50% y al mismo tiempo, generar más del doble de ingresos económicos por año que en el primer escenario, dentro de los sectores turismo, pesca comercial y desarrollo costero. Por su parte, Commonwealth Marine Economies Programme en su último reporte (2018), proponen un escenario donde la acidificación del océano se hace cada vez más intensa dentro de los sistemas arrecifales de las islas del Pacífico central. Plantea que el océano es capaz de absorber hasta el 30% de las emisiones de CO₂, provocando cambios en la química del océano, asociados con el aumento de CO₂ en la capa superficial del mar, el decremento monótono en el pH y el estado de saturación de aragonita que, a su vez, tienen el potencial de afectar significativamente el ecosistema marino incluyendo la calcificación, la fecundidad, el crecimiento y la fisiología, la composición y distribución de especies, la

disponibilidad de nutrientes y alimento y la salud de los sistemas arrecifales. De esta manera, se prevé que la acidificación de los océanos y otros factores de estrés como El Niño (principalmente) cambien las condiciones de los sistemas arrecifales para el 2030 de “Buenas” a “Degradadas”. Mientras que para el año 2050, las condiciones para la existencia de las estructuras coralinas serán subóptimas y para 2100 muy probablemente los arrecifes de la mayor parte de esta zona desaparezcan (Lefale *et al.*, 2018). Stranges *et al.* (2019), apoyan estos resultados al determinar la distribución potencial de los corales del género *Pocillopora* (principales constructores de los sistemas arrecifales dentro del Pacífico oriental tropical) durante el año 2050 en el Pacífico Oriental tropical, bajo cuatro diferentes escenarios del cambio climático (RCP2.6, RCP4.5, RCP6 y RCP8.5). En el primer escenario (RCP2.6) se esperan fuertes reducciones en las emisiones de gases de efecto invernadero para disminuir el aumento de temperatura oceánica y mantenerlo por debajo de 1.5°C, como consecuencia la distribución de este género permanecería igual que en la situación actual; mientras que en los escenarios RCP4.5 y RCP6 (estabilización en las emisiones de gases de efecto invernadero) y RCP8.5 (crecimiento agresivo en las emisiones y sin estabilización), los corales del género *Pocillopora* podrían experimentar para el 2050 una expansión de su distribución hacia la península de Baja California, la costa de Ecuador y las islas Galápagos, las cuales actualmente se consideran latitudes marginales para el desarrollo arrecifal, además de la desaparición de especies como *Pocillopora effusa* Veron, 2000 y *Pocillopora verrucosa* Ellis y Solander, 1786. Además, arrecifes como los de Costa Rica, y Panamá que se desarrollan en condiciones de surgencias y se consideran

actualmente como marginales, podrían funcionar como refugios para las especies de coral.

Dentro del Pacífico mexicano existen pocos estudios que puedan hacer una predicción acerca de las condiciones de los sistemas arrecifales encontrados en la zona, sin embargo, destacan los estudios de Ayala-Bocos *et al.* (2016), quienes proyectan los cambios que experimentaría la abundancia y distribución de las especies arrecifales dentro del Golfo de California para el año 2050, debidos al cambio en la temperatura superficial del mar. Mediante modelos lineales y bancos de información de la temperatura oceánica de la National Oceanographic and Atmospheric Administration (NOAA), lograron determinar que el aumento en la temperatura superficial del mar (de hasta 3°C) provocaría la disminución en la población de tres especies comerciales de gran importancia dentro del Golfo de California (los peces *Mycteroperca roscea*, *Pomacanthus zonipectus* (Streets, 1877) y *Pomacanthus zonipectus* (Gill, 1862), y el pepino de mar *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875)), debido principalmente a que son especies que dependen de hábitats con temperaturas bajas y alta productividad (zonas de surgencia), por lo que esta zona dejaría de ser adecuada para estas especies al aumentar su temperatura. Adicionalmente, se analizó la distribución potencial de otras 20 especies abundantes dentro de la zona. Se llegó a la conclusión de que la distribución de estas especies sería gravemente afectada por diferencias en la tolerancia al cambio ambiental, ya que cada especie mostrará un comportamiento específico que traerá un fuerte desbalance en la composición y función ecológica de los sistemas arrecifales del

Golfo de California y, por lo tanto, es muy probable que los sistemas arrecifales de la región se degraden.

Los sistemas arrecifales de la costa de Oaxaca son resultado de múltiples procesos que interactúan entre sí a diferentes escalas temporales y espaciales (Pérez-España *et al.*, 1996; Juárez-Hernández *et al.*, 2013). Si bien, la biodiversidad que poseen en la actualidad es reconocida a escala regional (López-Pérez *et al.* 2019), se espera que esta se incremente en un futuro en taxa tan variados como corales (López-Pérez *et al.*, 2019), equinodermos (Granja-Fernández *et al.*, 2015a) y peces (Zepeta-Vilchis *et al.*, 2013) como resultado de la conectividad existente entre esta región y Centroamérica (Lequeux *et al.* 2018., López-Pérez *et al.*, 2019). No obstante, también se espera que esta se vea comprometida como resultado de múltiples estresores generados por cambios naturales y antropogénicos que suelen tener un efecto sinérgico (Eakin *et al.*, 2008; Alcolado *et al.*, 2009). Especialmente, las zonas de Puerto Escondido y Puerto Ángel serán afectadas por impactos naturales y antropogénicos en tanto carecen de planes y estrategias de manejo que incluyan a los arrecifes y que les permitan evitar su desaparición así como, recuperarse de un estado de destrucción avanzado (“Pobre”), vía la mitigación de estresores locales y sus impactos directos (destrucción mecánica, sobrepesca, comercialización de corales y especies arrecifales, aumento de la temperatura oceánica, acidificación, aumento en la frecuencia de tormentas tropicales) e indirectos (sedimentación, eutroficación, turbidez, contaminación por desechos sólidos, agricultura, deforestación) sobre los sistemas arrecifales. Por otra parte, si las condiciones para los arrecifes coralinos se ven deterioradas en la región como

parte de los impactos ya mencionados anteriormente, muy probablemente las condiciones para los sistemas arrecifales que se desarrollan en la costa del PNH disminuyan de “Buenas” a “Pobres”.

Es cada vez más importante el manejo adecuado para reducir y eliminar todas las formas de impacto que causen daño adicional a los sistemas arrecifales mediante la planificación, gestión y aplicación de acciones que mitiguen los impactos, no sólo a nivel mundial sino a nivel local, a fin de promover las condiciones necesarias para la recuperación de los arrecifes (Abelson, 2019). Estas medidas incluyen las presiones originadas por el aumento poblacional, las actividades turísticas, la agricultura, la deforestación, el desarrollo costero en las costas adyacentes a los sistemas arrecifales, la sedimentación, la eutroficación, la turbidez, el aumento en la temperatura global, la acidificación del océano y cambios en los patrones y dinámica meteorológica producidos por las emisiones de gases invernadero; así como, la destrucción mecánica de los corales, desechos sólidos y la sobrepesca. Además, es necesario garantizar la conectividad entre los parches arrecifales a varias escalas espaciales que perduren en el tiempo para facilitar la recuperación de los sistemas arrecifales mediante la creación de Áreas Marinas Protegidas, en especial en Puerto Escondido y Puerto Ángel (Lequeux *et al.*, 2018). Por otra parte, integrar la localidad de La Entrega al PNH aumentaría sustancialmente la biodiversidad protegida perteneciente a la costa de Oaxaca, además, permitiría mantener especies importantes para la conectividad entre los parches arrecifales y entre los arrecifes de Centroamérica y México (López-Pérez y López-García 2008), además de que su manejo vía la inclusión al Área Natural

Protegida, incrementaría el estado de conservación de los sistemas arrecifales del PNH. Otra estrategia, por tanto, sería identificar y estudiar áreas donde los arrecifes se hayan recuperado ante un evento de mortalidad masiva de corales o que presenten condiciones locales que permitan la protección de estos durante El Niño, para incorporarlos a planes de manejo con el objetivo de maximizar la conservación de la diversidad. Simultáneamente, es recomendable que el sector gubernamental y privado incrementaran la inversión en investigación referente a la resiliencia de los corales y la restauración de arrecifes para generar planes de manejo específicos para cada región, zona y localidad. Por último, es preciso seguir generando estudios que permitan determinar el estado de conservación de los arrecifes de la región para poder identificar tendencias y predecir futuros cambios, de manera que puedan ser considerados como una herramienta para los manejadores y tomadores de decisiones.

LITERATURA CITADA

1. ABELSON, A. 2019. Are we sacrificing the future of coral reefs on the altar of the “climate change” narrative?. *ICES Journal of Marine Science* 77(1):40-45. DOI:10.1093/icesjms/fsz226.
2. ACAL, D.E. & D. CORRO-ESPINOSA. 1994. Reproducción y distribución de peces cupleidos en el sur del Golfo de California y Golfo de Tehuantepec, México. *Revista de Biología Tropical* 42(1/2): 239-261.
3. ALCÍVAR-MENDOZA, L. 2014. Las macroalgas como indicadores de salud en los ecosistemas marinos. *Hippocampus* 3:38.
4. ALCOLADO, P. M., D. HERNÁNDEZ-MUÑOZ, H. CABALLERO, L. BUSUTIL, S. PERERA & G. HIDALGO. 2009. Efecto de un inusual periodo de altas frecuencias de huracanes sobre el bentos y arrecifes coralinos. *Revista de ciencias Marinas y Costa* 1:73-94.
5. ALCOLADO, P. M. & A. DURÁN. 2011. Sistema de escalas para la clasificación y puntaje de condición del bentos e ictiofauna de arrecifes coralinos de Cuba y del Gran Caribe. *Serie Oceanología* 8:25-29.
6. ALVARADO, J.J., J. CORTÉS & H. REYES-BONILLA. 2012. Reconstruction of *Diadema mexicanum* bioerosion impact on three Costa Rican Pacific coral reefs. *Revista de Biología Tropical* 60:121-132.
7. ALVARADO, J. J., H. REYES-BONILLA & F. BENÍTEZ-VILLALOBOS. 2015. *Diadema mexicanum*, erizo de mar clave en los arrecifes coralinos del Pacífico Tropical

Oriental: lo que sabemos y perspectivas futuras (Diadematoida: Diadematidae).
Revista de Biología Tropical 63(2):135-157.

8. ALVARADO, J. J., A. BEITA-JIMÉNEZ, S. MENA, C. FERNÁNDEZ, J. CORTÉS, C. SÁNCHEZ-NOGUERA, C. JIMÉNEZ & A. G. GUZMÁN-MORA. 2018. Cuando la conservación no puede seguir el ritmo del desarrollo: Estado de salud de los sistemas coralinos del Pacífico Norte de Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 66: S280-S308.
9. ARCOS, M.P. & A.C. GÓMEZ. 2006. Microalgas perifíticas como indicadoras del estado de las aguas de un humedal urbano: Jaboque, Bogotá D.C., Colombia. *Acta Nova* 4(6):60-79.
10. ARIAS-GONZÁLEZ, J.E., P. LEGENDRE & F.A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA. 2008. Scaling up beta diversity on Caribbean coral reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366(1-2):28-36.
11. ARIAS-GONZÁLEZ, J.E., E. NÚÑEZ- LARA, F.A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA & P. LEGENDRE. 2011. Indicadores del paisaje arrecifal para la conservación de la biodiversidad de los arrecifes de coral del Caribe. *Ciencias marinas* 37(1):87-96.
12. ARRIVILLAGA, A. & N. WINDEVORHEL. 2008. Evaluación ecorregional del arrecife mesoamericano: Plan de conservación marina. The Nature Conservancy, Guatemala, Guatemala, 30 pp.
13. AYALA-BOCOS, A., H. REYES-BONILLA, L. E. CALDERÓN-AGUILERA, MA. D. HERRERO-PEREZRUJ & P. C. GONZÁLEZ-ESPINOSA. 2016. Proyección de cambios

- en la temperatura superficial del mar del Golfo de California y efectos sobre la abundancia y distribución de especies arrecifales. *Revista de ciencias Marinas y Costa* 8(1):29-40.
14. BINNQÜIST-CERVANTES, G.S., M. M. CHÁVEZ CORTÉS & G. COLÍN CASTRO. 2017. Evaluación del programa de conservación y manejo del Parque Nacional Huatulco. *Política y Cultura* 47:167-199.
15. BELLWOOD, D.R., T.P. HUGHES, C. FOLKE & M. NYSTRÖM. 2004. Confronting the coral reef crisis. *Nature* 429:827-833.
16. BENÍTEZ-VILLALOBOS, F., M. T. DOMÍNGUEZ Y GÓMEZ, & R. A. LÓPEZ-PÉREZ. 2008. Temporal variation of the sea urchin *Diadema mexicanum* population density at Bahías de Huatulco, Western Mexico. *Revista de Biología Tropical* 56:255-263.
17. BENÍTEZ-VILLALOBOS, F., J.P. DÍAZ-MARTÍNEZ & M. MARTÍNEZ-GARCÍA. 2009. Mass mortality of the sea urchin *Diadema mexicanum* in La Entrega at Bahías de Huatulco Western Mexico. *Coral Reefs* 28:1017.
18. CABALLERO, H., S. GONZÁLEZ-FERRE, D. COBIAN, S. ÁLVAREZ & P. ALCOLADO-PRIETO. 2007. Evaluación AGRRA del bentos en diez sitios de “María la Gorda”, Bahía de Corrientes, Cuba. *Revista de Investigación Marina* 28(2): 131-138.
19. CABALLERO, H., P.M. ALCOLADO, P. GONZÁLEZ, S. PERERA & L. HERNÁNDEZ. 2013. Protocolo para el monitoreo de Bentos en arrecifes coralinos: versión ajustada del método de campo AGRRA 2000. Centro Nacional de Áreas Protegidas, La Habana, Cuba, 37pp.

20. CALDERÓN-AGUILERA, L. & H. REYES-BONILLA. 2006. Can local oceanographic conditions in the Mexican Pacific buffer the El Niño –Southern Oscillation effects on coral reefs? *10th International Coral Reef Symposium. Okinawa, Japan*.
21. CARRIQUIRY, J., A. CUPUL-MAGAÑA, F. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA & P. MEDINA-ROSAS. 2001. Coral bleaching and mortality in the Mexican Pacific during the 1997-1998 El Niño and prediction from a remote sensing approach. *Bulletin of Marine Science* 69(1):237-249.
22. CHALLENGER, A. 2001. Estrategias para la conservación de ecosistemas. *Gaceta Ecológica* 61:22-29.
23. CHAPA-BALCORTA, C., J. M. HERNANDEZ-AYON, R. DURAZO, E. BEIER, S. R. ALIN & A. LÓPEZ-PÉREZ. 2015. Influence of post-Tehuano oceanographic processes in the dynamics of the CO₂ system in the Gulf of Tehuantepec, Mexico. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 120(12):7752-7770.
24. CHÁVEZ-GONZÁLEZ, H., GONZÁLEZ-GUILLÉN, M. DE J., & P. HERNÁNDEZ DE LA ROSA. 2015. Methodologies to find priority areas for the conservation of natural ecosystems. *Rev. mex. de cienc. forestales* 27(6): 8-23.
25. CHÁVEZ-ROMO, H. E. 2004. Biología reproductiva de *Pocillopora damicornis* (Linnaeus, 1758) (Scleractinia) en Punta Gaviotas, Bahía de La Paz, Baja California Sur, México. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, México, 79 pp.

26. CHÁVEZ-ROMO, H.E. & H. REYES-BONILLA. 2007. Sexual reproduction of the coral *Pocillopora damicornis* in the southern Gulf of California, México. *Ciencias Marinas* 33(4):495-501.
27. CLARKE, K.R & R.M. WARWICK. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine Ecology Progress Series* 216:265-278
28. CONANP (COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS). 2003. Programa de manejo Parque Nacional Huatulco. Conanp-Semarnat, México, D. F. 205 pp.
29. CUTHBERT, W., M. WILLIAMS-SMITH, D. ARRÓLIGA, O. MENDOZA, J. TORRES, & O. FLORES. 2019. Índice de salud arrecifal (ISA) en los arrecifes coralinos de Cayos Miskitos. *Revista Universitaria Del Caribe* 22(1):16-23.
30. DÁVILA-CAMACHO, C. A., P. ARCEO-BRISEÑO, C. G. MEINERS-MANDUJANO, & A. GRANADOS-BARBA. 2014. Composición de las Pesquerías del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. *66th Gulf and Caribbean Fisheries Institute* 2(8):346-348.
31. DE'ATH, G., K.E. FABRICIUS, H. SWEATMAN & M. PUOTINEN. 2012. The 27-year decline of coral cover on the Great Barrier Reef and its causes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 109:17995-17999.
32. DE LA GUARDIA, E., P. GONZÁLEZ-DÍAZ, A. VALDIVIA & G. GONZÁLEZ-SANSÓN. 2005. Características generales de los arrecifes Coralinos en la zona de buceo de cayo levisa, Archipiélago de los Colorados, Cuba. *Revista de Investigación Marina* 26(1):37-44.

33. DE LA LANZA-ESPINO, G., A. RUIZ, P. FUENTES, V. CAMACHO, M. BLANCO, P. ZAMORANO, A. LÓPEZ-PÉREZ, E. ROBLES, M. A. ORTIZ, I. PENÍE & R. ARROYO. 2013. Propuesta metodológica para la valoración económica en sistemas costeros de México. *Investigación ambiental* 5(1):7-32.
34. DE LA VEGA-SALAZAR, M. Y. 2005. Estado de conservación de los peces de la familia Goodeidae (Cyprinodontiformes) en la mesa central de México. *Revista de Biología Tropical* 54(1):163-177.
35. EAKIN, C. M., J. KLEYPAS & O. HOEGH-GULDBERG. 2008. Global Climate Change and Coral Reefs: Rising Temperatures, Acidification and the Need for Resilient Reefs. Status of the Coral Reefs of the World: 2008, (C. Wilkinson, ed.). Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre, Townsville, Australia, 296pp.
36. EDINGER, E., G. LIMMON, J. JOMPA, W. WIDJARMOKO, J. HEIKOOP & M. RISK. 2000. Normal coral growth rates on dying reefs: are coral growth rates good indicators of reef health?. *Marine Pollution Bulletin* 40(5):404-425.
37. ELLIS, J. & D. SOLANDER. 1786. The Natural History of many curious and uncommon Zoophytes, collected from various parts of the Globe. *Systematically arranged and described by the late Daniel Solander* 4:1-206.
38. ESTRADA-SALDÍVAR, N., E. JORDAN-DALHGREN, R.E. RODRÍGUEZ-MARTÍNEZ, C. PERRY & L. ALVAREZ-FILIP. 2019. Functional consequences of the long-term decline of reef-building corals in the Caribbean: evidence of across-reef functional convergence. *Royal Society Open Science* 6:190298.

39. FIEDLER P.C. & M.F. LAVIN. 2017. Oceanographic Conditions of the Eastern Tropical Pacific. *Springer Science* 59-84.
39. FIGUEROA-ZAVALA, B. 2007. Contaminación de origen fecal en el corredor costero Barra de Tonameca-bahía de Puerto Ángel La Mina, Oaxaca, México. *Ciencia y Mar* 11(33):15-28.
40. GALINDO, G., D. MARCELO, N. R. BERNAL, L. K. VERGARA & J. C. BETANCOURT. 2009. Planificación ecorregional para la conservación de la biodiversidad en el Caribe Continental Colombiano. Serie Planificación Ecorregional para la Conservación de la Biodiversidad No. 1. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Agencia Nacional de Hidrocarburos, The Nature Conservancy e Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. Bogotá, Colombia, 24 pp.
41. GALVÁN-VILLA, C. M. 2015. Estructura de los ensamblajes de peces arrecifales de tres áreas marinas protegidas del pacífico mexicano. *Ecosistemas y recursos agropecuarios* 2(4):69-86.
42. GARDNER, T.A., I.M. CÔTÉ, J.A. GRANT, & A.R. WATKINSON. 2003. Long-term region-wide declines in Caribbean corals. *Science* 301(5635):958–60.
43. GARZÓN-FERREIRA, J. & M. KIELMAN. 1994. Extensive mortality of corals in the Colombian Caribbean during the last two decades. Colloquium on Global Aspect of Coral Reefs. Health, Hazards and History.
44. GARZÓN-FERREIRA, J. 1997. Arrecifes coralinos: ¿Un tesoro camino a la extinción?. *Colombia: Ciencia y Tecnología* 15(1):11-19.

45. GONZÁLEZ-BARRIOS, F.J., L. ÁLVAREZ-FILIP. 2018. A framework for measuring coral species-specific contribution to reef functioning in the Caribbean. *Ecological Indicators* 95:877-886.
46. GILL, T.N. 1862. Remarks on the relations of the genera and other groups of Cuban fishes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 14:235-242.
47. GIL-AGUDELO, D. L., C.E, CINTRA-BUENROSTRO, J. BRENNER, P. GONZÁLEZ-DÍAZ, W. KIENE, C. LUSTIC & H. PÉREZ-ESPAÑA. 2020. Coral Reefs in the Gulf of Mexico Large Marine Ecosystem: Conservation Status, Challenges, and Opportunities. *Frontiers in Marine Science* 6:807.
48. GLYNN, P.W. & G.M. WELLINGTON. 1983. Coral and coral reefs of the Galapagos Islands. University of California Press, Berkeley, 330pp.
49. GLYNN, P. W. 1993. Coral reef bleaching: ecological perspectives. *Coral Reefs* 12:1-17.
50. GLYNN, P.W. & G.E. LEYTE-MORALES. 1997. Coral reefs of Huatulco, west Mexico: reef development in upwelling Gulf of Tehuantepec. *Revista de Biología Tropical* 45:1033-1047.
51. GOMEZ, E.D., P. M. ALIÑO, H.T. YAP & W.Y. LICUANAN. 1994. A review of the status of Philippine reefs. *Marine Pollution Bulletin* 29:62-68.
52. GRANJA-FERNÁNDEZ, M.R. & R.A. LÓPEZ-PÉREZ. 2008. Sedimentación en comunidades arrecifales de bahías de Huatulco, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical* 56:1179-1187.
53. GRANJA-FERNÁNDEZ R., F. A. SOLÍS-MARÍN, F. BENÍTEZ-VILLALOBOS, M. D. HERRERO-PÉREZRUL & A. LÓPEZ-PÉREZ. 2015a. Checklist of echinoderms

- (Echinodermata) from the Southern Mexican Pacific: a historical review.
Revista de Biología Tropical 63(2):87-114.
54. GUZMÁN, H.M. & J. CORTÉS. 1993. Arrecifes coralinos del Pacífico oriental tropical: revisión y perspectivas. *Revista de Biología Tropical* 41:535-557.
55. GUZMÁN, H. M. & C. A. GUEVARA. 1999. Arrecifes coralinos de Bocas del Toro, Panamá: Distribución, estructura, diversidad y estado de conservación de los arrecifes de las islas Pastores, Cristóbal, Popa y Cayo Agua. *Revista de Biología Tropical* 47(4):659-676.
56. HAWKINS, J. P. & C. M. ROBERTS. 1993. Effects of recreational scuba diving on coral reefs: trampling on reef-flat communities. *Journal of Applied Ecology* 30:25-30.
57. HERRERA-ESCALANTE, T., R. LÓPEZ-PÉREZ & G. LEYTE-MORALES. 2005. Bioerosion caused by the sea urchin *Diadema mexicanum* (Echinodermata: Echinoidea) at Bahías de Huatulco, western México. *Revista de Biología Tropical* 53:263-273.
58. HEYWARD, A.J. & A.P. NEGRI. 1999. Natural inducers for coral larval metamorphosis. *Coral Reefs* 18:273-279.
59. HUNTE, W & M. WITTENBERG. 1992. Effects of eutrophication and sedimentation on juvenile corals. II. Settlement. *Marine Biology* 114:625-631.
60. INEGI. 2010. Censo de población y vivienda INEGI México.
61. JARAMILLO-ZAPATA, J.E., J.H. CABALLERO-ACOSTA & J.M. MOLINA-ESCOBAR. 2014. Patrimonio geológico y geodiversidad: bases para su definición en la zona andina

- de Colombia: caso Santa Fe de Antioquia. *Boletín Ciencias de la Tierra* 35:53-66.
62. JOKIEL, P. L., K. S. RODGERS, E. K. BROWN, J. C. KENYON, G. AEBY, W. R. SMITH, & F. FARRELL. 2015. Comparison of methods used to estimate coral cover in the Hawaiian Islands. *PeerJ* 3(5):1-22
63. JUÁREZ-HERNÁNDEZ, L.G., M. TAPIA-GARCÍA & B. LUNA-MONSIVAIS. 2013. Estructura de las comunidades de peces de las bahías Maguey y Cacaluta, Huatulco, Oaxaca. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84:1243-1257.
64. JUÁREZ-HERNÁNDEZ, L. G. & M. TAPIA-GARCÍA. 2017. Variación espacial en número de especies, abundancia y diversidad de peces en las Bahías de Huatulco, Oaxaca, México. *Biología Tropical* 65(4):1407-1418.
65. JUÁREZ-HERNÁNDEZ, L. G. & M. TAPIA-GARCÍA. 2018. Listado ictiofaunístico de las bahías del Parque Nacional Huatulco, Oaxaca, México. *Arxius de Miscellania Zoológica* 16:96-111.
66. KIM, S., H. KIM & S. MIN. 2015. Intra-winter atmospheric circulation changes over East Asia and North Pacific associated with ENSO in a seasonal prediction model. *Asia-Pacific Journal of Atmospheric Science* 51:49–60.
67. KRAMER, P. 2003. Synthesis of coral reef health indicators for the western Atlantic: Result of the AGRRA program (1997-2000). *Atoll Research Bulletin* 46:1-58.
68. KRAMER, P. R. & J. C. LANG. 2003. The Atlantic and Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA) Protocols: former version 2.2. Appendix one. In: J. Lange (ed.), Status of Coral Reefs in the Western Atlantic: Results of Initial Surveys, Atlantic and

- Gula Rapad Reef Assessment (AGRRA) *Program. Atoll Research Bulletin* 496: 611-624.
69. KRAMER, P. R., J. C. LANG, P.A. KRAMER & R. N. GINSBURG. 2012. The Atlanticand Gulf Rapid Reef Assessment (AGRRA). Protocols: former version 5.5. *AGRAA* 25pp.
70. LABORDA, A.J. 2018. Los arrecifes del Pacífico Oriental Tropical, “los otros arrecifes de coral”. *AmbioCiencias* 16:49-68.
71. LANG J.C., K.W. MARKS, P.R. KRAMER, P.A. KRAMER & R. N. GINSBURG. 2012. Protocolo AGRRA versión 5.5. *AGRRA* 44pp.
72. LEFALE P., H. DIAMOND, C. ANDERSON, A. LENTON, R. MATEAR, M. MONGIN, J. AUCAN, P. SUTTON, L. DUTRA, M. HAYWOOD, M. FERREIR, S. S. SINGH, S. PIOVANO, J. JOHNSON, J. VEITAYAKI, S. KININMONTH, C. MORRIS, I. BERTRAM, A. CHIN, B. MOORE, M. PRATCHETT, D. WELCH, A. WILLIAMS, J. BELL, H. GOVAN, J. ELLISON, G. BRODIE, A. DE R. N'YEURT, V. ALLAIN, P. LEHODEY, S. NICOL, I. SENINA, J. CONNEL, P. PRINGLE, T. STRAZA, S. LUI, B. BURFITT, B. TOWNHILL, P. BUCKLEY, E. HOWES, S. LINCOLN & S. BIRCHENOUGH. 2018. CMEP (2018) Pacific Marine Climate Change Report Card 2018. Commonwealth Marine Economies Programme, 12pp.
73. LEJA-LOREDO, E. G., H. O. REYES-HERNÁNDEZ, J. L. REYES-PÉREZ, E. FLORES-FLORES, & F.J. SAHAGÚN-SANCHÉZ. 2016. Cambios en la cubierta vegetal, usos de la tierra y escenarios futuros en la región costera del estado de Oaxaca, México. *Madera y bosques* 22(1):125-140.

74. LEQUEUX B.D., M.A. AHUMADA-SEMPOAL, A. LÓPEZ-PÉREZ, C. REYES HERNÁNDEZ. 2018. Coral connectivity between equatorial eastern Pacific marine protected areas: a biophysical modeling approach. *PLoS One* 13(8): e0202995.
75. LEVITAN, D.R. 1988a. Algal-urchin biomass responses following mass mortality of *Diadema antillarum* Philippi at Saint John, U.S. Virgin Islands. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 119:167-178.
76. LEYTE-MORALES, G.E. 1997. La colección de corales de la Universidad del Mar. *Ciencias Marinas* 1:3-16.
77. LEYTE-MORALES, G.E. 2000. Perturbaciones naturales y antropogénicas en las comunidades coralinas de Oaxaca (1977-1998). Resumen. XII Congreso Nacional de Oceanografía. Huatulco, Oaxaca, México, 5pp.
78. LEZAMA, J.L. & B. GRAIZBORD. 2010. Los grandes problemas de México: IV Medio Ambiente. México D.F., El Colegio de México, 429pp.
79. LINNAEUS, C. 1758. *Systema Naturae per regna tria naturae, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis*. Décima edición, 1:824 pp.
80. LIRMAN, D., P.W. GLYNN, A.C. BAKER & G.E. LEYTE-MORALES. 2001. Combined effects of three sequential storms on the Huatulco coral reef tract, Mexico. *Bulletin of Marine Science* 69(1):267-278.
81. LLUCH-COTA, S.E., S. ÁLVAREZ-BORREGO, E.M. SANTAMARÍA-DEL ÁNGEL, F. MULLER-KARGER & S. HERNÁNDEZ -VÁZQUEZ. 1997. El Golfo de Tehuantepec y

- áreas adyacentes: variación espaciotemporal de pigmentos sintéticos derivados de satélite. *Ciencias Marinas* 23:329-340.
82. LÓPEZ-BARRERA, F., C. MARTÍNEZ-GARZA & E. CECCON 2017. Ecología de la restauración en México: estado actual y perspectivas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88(1):97-112.
83. LÓPEZ-PÉREZ, A., R., H. REYES-BONILLA, A.F. BUDD & F. CORREA-SANDOVAL. 2003. The taxonomic status of *Porites sverdrupi*, an endemic coral of the Gulf of California. *Ciencias Marinas* 29:677-691.
84. LÓPEZ-PÉREZ, A., R., GRANJA-FERNÁNDEZ, C. APARICIO-CID, R. C. ZEPETA-VILCHIS, A. M. TORRES-HUERTA, F. BENÍTEZ-VILLALOBOS, D. A. LÓPEZ-LÓPEZ, C. CRUZ-ANTONIO, & O. VALENCIA-MÉNDEZ. 2014. Corales pétreos, equinodermos y peces asociados a comunidades y arrecifes coralinos del Parque Nacional Huatulco, Pacífico sur Mexicano. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85(4): 1145–1159.
85. LÓPEZ-PÉREZ, R. A. & L. M. HERNÁNDEZ-BALLESTEROS. 2004. Coral community structure and dynamics in the Huatulco area, western Mexico. *Bulletin of Marine Science* 75(3):453-472.
86. LÓPEZ-PÉREZ, R.A., L.M. HERNÁNDEZ-BALLESTEROS & T. HERRERA-ESCALANTE. 2002. Cambio en la dominancia de la comunidad arrecifal en Chachacual, Bahías de Huatulco, Oaxaca, México. *Ciencias Marinas* 6:33-38.
87. LÓPEZ-PÉREZ, R. A. & A. LÓPEZ-GARCÍA. 2008. Identificación de sitios prioritarios para la conservación de corales formadores de arrecife en el estado de Oaxaca. *Hidrobiológica* 18:209-213.

88. LÓPEZ-PÉREZ, A. & D. A. LÓPEZ-LÓPEZ. 2016. Impacto bioerosivo de diadema mexicanum en arrecifes de coral del pacífico sur mexicano. *Ciencias Marinas* 42(1):67-79.
89. LÓPEZ-PÉREZ, A., J. D. SANTIAGO-VALENTÍN, A. P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO, E. CARPIZO-ITUARTE, F. BENÍTEZ-VILLALOBOS & P. TORRES-HERNÁNDEZ. 2015. Reproductive pattern of the reef-building coral *Pavona gigantea* (Scleractinia: Agariciidae) off southwestern Mexico. *Ciencias Marinas* 41(3): 233–246.
90. LÓPEZ-PÉREZ, A., R. GRANJA-FERNÁNDEZ, O. VALENCIA-MÉNDEZ, C. APARICIO-CID, A. M. TORRES-HUERTA, N. A. BARRIENTOS-LUJÁN, F. BENÍTEZ-VILLALOBOS & L. HERNÁNDEZ. 2019. Biodiversity Associated with Southern Mexican Pacific Coral Systems. *Springer* p119-144.
91. LUDWIG, H.L. (1875). Beiträge zur Kenntniss der Holothurien. *Arbeiten aus dem zoologisch-zootomischen Institut Würzburg* 2:77-118.
92. MEDELLÍN-MALDONADO, F., R. A. CABRAL-TENA, A. LÓPEZ-PÉREZ, L.E. CALDERÓN-AGUILERA, C. O. NORZAGARAY-LÓPEZ, C. CHAPA-BALCORTA & R. C. ZEPETA-VILCHIS. 2016. Calcificación de las principales especies de corales constructoras de arrecifes en la costa del Pacífico del sur de México. *Ciencias Marinas* 42(3):209-225.
93. McFIELD, M. & P. R. KRAMER. 2007. Healthy Reefs for Healthy People: A Guide to Indicators of Reef Health and Social Well-being in the Mesoamerican Reef Region. With contributions by M. Gorrez and M. McPherson. The Smithsonian Institution, Belize City, Belize: 208 pp.

94. McFIELD, M. & P. R. KRAMER. 2008. Healthy Reefs for Healthy People: Quick Reference Guide 2008. A Comparison to A Guide to Indicators of Reef Health and Social Well-Being in the Mesoamerican Reef Region. The Smithsonian Institution, Belize City, Belize:26 pp.
95. McFIELD, M., P. R. KRAMER, N. BOOD, A. ARRIVILLAGA, M. MCPHERSON, M. GORREZ, J. LANG, E. ARIOLA, C. WICK, E. NAUMAN, B. DENNISON & M. WILLIAMS. 2008. Libreta de Clasificaciones correspondientes al Sistema Arrecifal Mesoamericano: Una evaluación del ecosistema 2008. The Smithsonian Institution, Belize City, Belize:15pp.
96. McFIELD, M., P. R. KRAMER, L.A. FILIP, I. DRYSDALE, M. RUEDA-FLORES, A.G. PATERSEN & M. SOTO. 2018. 2018 Report Card for the Mesoamerican Report Reef. Healthy Reefs Initiative. The Smithsonian Institution, Belize City, Belize: 15pp.
97. MUTHIGA, N.A. & T.R. MCCLANAHAN. 2007. Ecology of *Diadema*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands p.205-219.
98. NAVA, H. & M.T. RAMÍREZ-HERRERA. 2012. Land use changes and impact on coral communities along the central Pacific coast of Mexico. Environmental Earth Sciences 65:1095-1104
99. NUÑEZ-LUIS, J.Y., A. MARTÍNEZ-SUÁREZ, M. HERRERA-SOTO, M. CARMENATE-FERNÁNDEZ, A. HERNÁNDEZ-ZANUY & P. MANUEL-CRUZ. 2018. Los foraminíferos como herramienta para la evaluación de la salud de los arrecifes coralinos frente al cambio climático. Editorial Instituto de Oceanología, La Habana, 171 pp.

100. NYSTRÖM, M., I. NORDERMAR & M. TEDENGREN. 2001. Simultaneous and sequential stress from increased temperature and copper on the metabolism of the hermatypic coral *Porites cylindrica*. *Marine Biology* 138:1225-1231.
101. OCHOA-LÓPEZ, E., H. REYES-BONILLA & J. KETCHUM-MEJÍA. 1998. Daños por sedimentación a las comunidades coralinas del sur de la Isla Socorro, Archipiélago de Revillagigedo, México. *Ciencias Marinas* 24:233-240.
102. OHLOHORST, S., W. LIDDELL, R. TAYLOR & J. TAYLOR. 1988. Evaluation of reef census techniques. *Proceeding of the 6th International Coral Reef Symposium* 2:319-324.
103. PALLER, H.P., M. REICHERT & J.M. DEAN. 1996. Use of fishes communities to assess enviromental impacts in South Carolina coastal plain streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 125:633-644.
104. PANDOLFI, J. M., R.H. BRADBURY, E. SALA, T.P. HUGHES, L. K. BJORND, R.G. COOKE, D. MCARDLE, L. MCCLENACHAN, M.J.H. NEWMAN, G. PAREDES, R.R. WARNER, & J.B.C. JACKSON. 2003. Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. *Science* 301(5635):955-958.
105. PAULINO, C., L. ESCUDERO, E. ALBURQUEQUE & H. XU. 2019. Características de El Niño Costero 2017 mediante observación satelital. *Boletín Instituto del Mar del Perú* 34(1):91-104.
106. PENNINGTON, J. T., K. L. MAHONEY, V. S. KUWAHARA, D. D. KOLBER, R. CALIENES & F. P. CHÁVEZ. 2006. Primary production in the eastern tropical Pacific: A review, *Progress in Oceanography. Elsevier* 69:285-317.

107. PÉREZ-ESPAÑA, H., F. GALVÁN-MAGAÑA & L.A. ABITIA-CÁRDENAS. 1996.
Variaciones temporales y espaciales en la estructura de la comunidad de
peces de arrecifes rocosos del suroeste del golfo de California, México.
Ciencias Marinas 22:273-294.
108. PÉREZ-CERVANTES, E., E. NAVARRO-ESPINOZA, N.A. ESTRADA-SALDÍVAR, N.
ESPINOSA-ANDRADE, S. M. MELO-MERINO, M. RIVAS-SOTO & L. ÁLVAREZ-FILIP.
2017. Estado de conservación de los arrecifes de coral de la Península de
Yucatán. *Greenpeace* 27pp.
109. POLANÍA, J. 2010. Indicadores biológicos para el monitoreo de puertos en
Colombia Gestión y Ambiente. *Gestión y Ambiente* 13(3):75-86.
110. RAMÍREZ-GUTIÉRREZ, M., M. TAPIA-GARCÍA, E. RAMOS-SANTIAGO & R. ULLOA.
2007. Fish community structure in San Agustín Bay, Huatulco, México. *Revista
Chilena de Historia Natural* 80:419-430.
111. RIEGL, B & G.M. BRANCH. 1995. Effects of sediment on the energy budgets of
four scleractinian (Bourne 1900) and five alcyonacean (Lamouroux 1816)
corals. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 186:259-275.
112. REYES-COCA, S. & A. MEJÍA-TREJO. 1991. Tropical perturbations in the eastern
Pacific and the precipitation field over northwestern Mexico in relation to
ENSO phenomenon. *International Journal Climatology* 11(5): 515–528.
113. REYES-BONILLA, H. & G. E. LEYTE-MORALES. 1998. Corals and coral reefs of the
Puerto Angel region, west coast of Mexico. *Revista de Biología Tropical* 46(3):
679–681.

114. REYES-BONILLA, H. & L.E. CALDERÓN-AGUILERA. 1999. Population density distribution and consumption rates of three corallivores at Cabo Pulmo reef, Gulf of California, Mexico. *Marine Ecology* 20(3-4):347-357.
115. REYES-BONILLA, H. 2001. Effects of the 1997-1998 El Niño-Southern Oscillation on coral communities of the Gulf of California, México. *Bulletin of Marine Science* 69:251-266.
116. REYES-BONILLA H., J.D. CARRIQUIRY, G.E. LEYTE-MORALES, A.L. CUPUL-MAGAÑA. 2002. 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.
117. REYES-HERNÁNDEZ, A.C., M.A. AHUMADA-SEMPOAL, A. LÓPEZ-PÉREZ & X. MALAGÓN-PIMENTEL. 2019. Surface and Advective heat fluxes in the western margin of the Gulf of Tehuantepec. *Elsevier:Continental Shelf Research* 180:35-47.
118. RIOJA-NIETO, R. & L. ÁLVAREZ-FILIP. 2018. Coral Reef System of the Mexican Caribbean: Status, recent trends and conservation. *Marine Pollution Bulletin* 140:616–625.
119. ROBLES-ZAVALA, E., D. DE YTA-CASTILLO & B. E. ESCAMILLA-PÉREZ. 2016. Valoración económica del uso de los arrecifes de coral de bahías de Huatulco, Oaxaca, México. *Ecosistemas y recursos agropecuarios* 3(7):135-142.
120. RODILES-HERNÁNDEZ, S. L. 2013. “World Heritage vs. Tonameca tourism, Oaxaca, Mexico. *ROTUR, Revista de Ocio y Turismo* 6:167-181.

121. ROGERS, C.S. 1990. Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Marine Ecology Progress Series* 62:185-202.
122. ROJAS-MONTIEL, B. & F. BENÍTEZ-VILLALOBOS. 2015. Ecología poblacional de *Diadema mexicanum* (Echinodermata: Echinoidea) en dos comunidades arrecifales de bahías de Huatulco, Oaxaca, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 86(1):123-130.
123. ROSSI, S. & M. SOARES. 2017. Effects of El Niño on the coastal ecosystems and their related services. *Mercator (Fortaleza)* 16:e16030.
124. SAMMARCO, P.W., J.S. LEVINGTON & J.C. OGDEN. 1974. Grazing and control of coral reef community structure by *Diadema antillarum* Philippi (Echinodermata: Echinoidea): a preliminary study. *Journal of Marine Research* 32:47-53.
125. SOLÍS-MARÍN, A., A. LAGUARDA-FIGUERAS & M. HONEY-ESCANDÓN. 2014. Biodiversidad de equinodermos (*Equinodermata*) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85(1):441-449.
126. SOTELO-CASAS, R. C., A. L. CUPUL-MAGAÑA, F. A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA, F.A. SOLÍS-MARÍN & A. P. RODRIGUEZ-TRONCOSO. 2018. Structural and environmental effects on an assemblage of echinoderms associated with a coral community. *Marine Biodiversity* 48(3):1401-1411.
127. SOULÉ, M. 1991. Conservation: Tactics for a constant crisis. *Science* 253:744-750.
128. SOULÉ, M. E. & M. A. SANJAYAN. 1998. Conservation targets: Do they help? *Science* 279:2060-2061.

129. STAFFORD-SMITH, M.G. & R.F.G. ORMOND. 1992. Sediment rejection mechanisms of 42 species of Australian scleractinian corals. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 43:683-705.
130. STAFFORD-SMITH, M.G. 1993. Sediment-rejection efficiency of 22 species of Australian scleractinian corals. *Marine Biology* 115:229-243.
131. STRANGES S., A. P. CUERVO-ROBAYO, E. MARTÍNEZ-MEYER, H. N. MORZARIA-LUNA, & H. REYES-BONILLA. 2019. Distribución potencial bajo escenarios de cambio climático de corales del género *Pocillopora* (Anthozoa: Scleractinia) en el Pacífico oriental tropical. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 90: e902696.
132. STREETS, T.H. (1877). Contributions to the natural history of the Hawaiian and Fanning Islands and Lower California, made in connection with the United States North Pacific Surveying Expedition. *Bulletin of the United States National Museum* 7:1-172.
133. SZMANT, A. M. 2002. Nutrient Enrichment on Coral Reefs: Is a Major Cause of Coral Reef Decline? *Estuaries* 25(4):743-766.
134. TALLEDOS-SÁNCHEZ, E. 2012. La imposición de un espacio: de La Crucecita a Bahías de Huatulco. *Revista Mexicana de Ciencias Políticas y Sociales* 57 (216):119-142.
135. UROBIOLA-RANGEL, E. & O. CHASSIN-NORIA. 2013. Conectividad genética de *Stegastes acapulcoensis* en el Pacífico central de México. *Hidrobiológica* 23(3):415-419.

136. VÁZQUEZ-MENDOZA, N.O. 2013. Huatulco, Oaxaca: fragmentos de una historia colonial de abandonos y melancolías. *Relaciones Estudios de Historia y Sociedad* 34(134):159-192.
137. VEGA-SEQUEDA J., R. NAVAS-CAMACHO, K. GÓMEZ-CAMPO & T. LÓPEZ-LONDOÑO. 2011. Instalación y evaluación de dos nuevas estaciones de monitoreo de arrecifes coralinos en el caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 40(1):203-211.
138. VELÁZQUEZ-VELÁZQUEZ, E., & M.E. VEGA-CENDEJAS. 2004. Los peces como indicadores del estado de salud de los ecosistemas acuáticos. CONABIO. *Biodiversitas* 57:12-15.
139. VERRILL, A.E. 1864. List of the polyps and corals sent by the Museum of Comparative Zoology to other institutions in exchange, with annotations. *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology* 1:29-60.
140. VERRILL, A.E. 1866. On the polyps and corals of Panama, with descriptions of new species. *Proceedings of the Boston Society of Natural History* 10:325-357.
141. VERRILL, A. E. 1869. On New and imperfectly known Echinoderms and Corals. *Proceedings of the Boston Society of Natural History* 12:381-391.
142. VERON, J.E.N. 2000. Corals of the world: Vols. 1-3 AIMS and CRR, Queensland, Australia. *Revista de Biología Tropical* 49(3-4):1289-1290.
143. WEBSTER, A.J., R. BARTLEY, J.D. ARMOUR, J.E. BRODIE & P.J. THORBURN. 2012. Reducing dissolved inorganic nitrogen in surface runoff water from sugarcane production systems. *Marine Pollution Bulletin* 65:128-135.

144. WEINBERG, K.L. 1994. Rockfish assemblages of the middle shelf and upper slope off Oregon and Washington. *Fishery Bulletin* 92:620-632.
145. WILLIAMS, E. H. & L. BUNKLEY-WILLIAMS. 2000. Marine major ecological disturbances of the Caribbean. *The Infectious Disease Review* 2(3):110-127.
146. WYMAN, K. D., Z. DUBINSKY, J. W. PORTER & P. G. FALKOWSKI. 1987. Light absorption and utilization among hermatypic corals: A study in Jamaica, West Indies. *Marine Biology* 96:283-292.
147. ZAMORANO, P. & G.E. LEYTE-MORALES. 2005a. Densidad poblacional de cuatro especies de erizo (Echinodermata: Echinoidea) en el arrecife de La Entrega, Oaxaca. *Oceánides* 20:65-72.
148. ZAMORANO, P. & G.E. LEYTE-MORALES. 2005b. Cambios en la diversidad de equinodermos asociados al arrecife coralino de La Entrega, Oaxaca, México. *Ciencias Marinas* 9:19-28.
149. ZHANG Q., Q. SHI, G. CHEN, T. C. W. FONG, D. C. C. WONG, H. HUANG, H. WANG & M. ZHAO. 2002. Status monitoring and health assessment of Luhuitou fringing reef of Sanya, Hainan, China. *Chinese Science Bulletin* 51(II): 81-88.
150. ZEPETA-VILCHIS, R.C., A. AYALA-BOCOS, O. VALENCIA-MÉNDEZ & R.A. LÓPEZ-PÉREZ. 2013. First record and range extension of the jawfish *Opistognathus panamaensis* (Perciformes: Opistognathidae) from Western Mexico. *Marine Biodiversity Records* 6:e132.

ANEXO 1

Tabla A1.1. Espacio: valores de los indicadores de Oaxaca por localidad. De lado izquierdo se indica las zonas a las que pertenece cada localidad. Máximos en azul y mínimos en rojo. Obtenidos del Laboratorio de Ecosistemas Costeros, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.

Indicador		Cobertura de coral vivo (%)	Cobertura de coral muerto (%)	Peces Densidad (individuos/m ²)	<i>Diadema mexicanum</i> Densidad (individuos/m ²)
Zona	Localidad				
Puerto Escondido	Puerto Escondido (PE)	1.0000	61.2500	-	-
	Bachoco (Ba)	38.7500	99.0000	-	-
	Carrizalillo (Car)	99.1154	0.8846	0.7281	-
	Manzanillo (Manz)	46.8761	50.0139	1.2000	-
	El Faro (EF)	67.8813	32.1187	3.8094	-
	Zapatito (Z)	40.8126	59.1874	0.4625	-
Puerto Ángel	Mazunte (Maz)	52.7219	69.9958	4.9297	0.0547
	Puerto Ángel (PA)	41.0897	58.9103	0.9813	-
	Estacahuite (Est)	87.5853	12.4147	1.1781	-
	La Mina (LM)	99.0000	1.0000	4.7703	-
	Boquilla (Boq)	33.4804	66.5196	1.3500	-
	Tijera (T)	28.8391	71.1609	6.3938	0.0906
Huatulco	San Agustín (SA)	71.5101	30.4450	1.5804	0.0384
	Isla San Agustín (ISA)	64.9466	35.0534	5.5531	0.1481
	Riscalillo (R)	79.6706	22.5597	2.4563	0.0840
	Jicaral (J)	55.6247	44.6914	2.3792	0.0495
	Dos Hermanas (DH)	57.0289	41.5485	5.1055	0.0656
	La India (LI)	62.0372	35.1024	1.7188	0.0250
	Cacaluta (C)	73.1659	23.6352	3.3726	0.0863
	Punta Maguey (PM)	64.9202	66.5196	2.1281	-
	Maguey (M)	84.9386	29.6391	4.5026	0.1431
	Órgano (O)	39.8340	60.1660	2.7201	0.0828
	Violín (V)	61.8803	38.1197	3.9372	0.0977
	La Entrega (LE)	72.7433	28.7166	1.6235	0.1710
	Chahué (Ch)	67.5869	32.4131	3.5094	-
	Montosa (Mon)	47.5938	51.1767	1.8729	0.2094
	La Blanca (LB)	71.4349	28.5651	2.1375	-

Tabla A.1.2. Tiempo: valores de los indicadores de Oaxaca por año. Máximos en azul y mínimos en rojo. Obtenidos del Laboratorio de Ecosistemas Costeros, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa.

Indicador	Cobertura de coral vivo (%)	Cobertura de coral muerto (%)	Peces Densidad (individuos/m ²)	<i>Diadema mexicanum</i> Densidad (individuos/m ²)
1997	50.0176	53.4998	-	-
1998	48.0531	54.1486	-	-
1999	8.9167	91.0833	-	-
2000	37.0263	62.9738	-	-
2001	21.8260	79.5925	-	-
2002	20.7133	79.2750	-	-
2003	27.4514	72.5486	-	-
2006	-	-	0.1562	-
2007	-	-	0.1574	-
2008	79.2666	20.7334	2.7347	0.3494
2009	71.8534	30.2426	1.8051	0.0109
2010	-	-	0.9269	0.2052
2011	49.9143	50.0857	1.9436	0.0796
2012	59.5325	40.4675	1.8393	0.1174
2013	73.3735	26.6265	6.0725	0.1425
2015	77.0684	22.9316	-	-
2016	90.7877	8.2280	3.5710	0.1703
2017	76.9137	23.0863	2.0951	0.0427
2018	69.6722	30.3278	3.3173	0.0138
2019	66.2500	43.3446	5.4316	0.0893



Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

ACTA DE EXAMEN DE GRADO

No 00190

Matrícula: 2173801291

Estado de conservación de
los arrecifes del Pacífico
sur mexicano

Con base en la Legislación de la Universidad Autónoma Metropolitana, en la Ciudad de México se presentaron a las 11:00 horas del día 26 del mes de junio del año 2020 POR VÍA REMOTA ELECTRÓNICA, los suscritos miembros del jurado designado por la Comisión del Posgrado:

M. EN C. SILVIA DIAZ RUIZ
DR. HORACIO PEREZ ESPAÑA
DR. LUIS EDUARDO CALDERON AGUILERA
MTRA. MARIA REBECA GRANJA FERNANDEZ



GUADALUPE CHAVEZ ABANTE
ALUMNA

Bajo la Presidencia de la primera y con carácter de Secretaria la última, se reunieron para proceder al Examen de Grado cuya denominación aparece al margen, para la obtención del grado de:

MAESTRA EN BIOLOGIA

DES: GUADALUPE CHAVEZ ABANTE

y de acuerdo con el artículo 78 fracción III del Reglamento de Estudios Superiores de la Universidad Autónoma Metropolitana, los miembros del jurado resolvieron:

APROBAR

Acto continuo, la presidenta del jurado comunicó a la interesada el resultado de la evaluación y, en caso aprobatorio, le fue tomada la protesta.

REVISOR

MTRA. ROSALIA SERPIANO DE LA PAZ
DIRECTORA DE SISTEMAS ESCOLARES

DIRECTORA DE LA DIVISION DE CBS

DRA. SARA LUCIA CAMARGO RICALDE

PRESIDENTA

M. EN C. SILVIA DIAZ RUIZ

VOCAL

DR. HORACIO PEREZ ESPAÑA

VOCAL

DR. LUIS EDUARDO CALDERON AGUILERA

SECRETARIA

MTRA. MARIA REBECA GRANJA FERNANDEZ