

<https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v71iS1.54790>

## Evaluación de los indicadores demográficos de *Pocillopora* (Scleractinia: Pocilloporidae) en sitios insulares vs. costeros: implicaciones para un programa de restauración regional

Alma Paola Rodríguez-Troncoso <sup>1</sup>;  <https://orcid.org/0000-0001-6243-7679>  
José de Jesús Adolfo Tortolero-Langarica <sup>2,3\*</sup>;  <https://orcid.org/0000-0001-8857-5789>  
Pastora Contreras Medellín-López <sup>1</sup>;  <https://orcid.org/0000-0003-0030-690X>  
Hazel María Canizales-Flores <sup>1</sup>;  <https://orcid.org/0000-0002-7023-7092>  
Enrique Godínez-Domínguez <sup>4</sup>;  <https://orcid.org/0000-0002-2415-1140>  
Amílcar Leví Cupul Magaña <sup>1</sup>;  <https://orcid.org/0000-0002-6455-1253>

1. Laboratorio de Ecología Marina, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Puerto Vallarta, Jalisco, México; pao.rodriguez@gmail.com, cml.pastora@gmail.com, Hazel\_MariaCF@hotmail.com; amilcar.cupul@gmail.com
2. Laboratorio de Esclero cronología de Corales Arrecifales, Unidad Académica de Sistemas Arrecifales, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Puerto Morelos, México. (\*Correspondencia)
3. Tecnológico Nacional de México / IT de Bahía de Banderas, Nayarit, México; adolfo.tl@bahia.tecnm.mx
4. Departamento para el Desarrollo Sustentable de Zonas Costeras, Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara, San Patricio Melaque, Jalisco, México; egodinez@gmail.com

Recibido 29-VIII-2022. Corregido 16-I-2023. Aceptado 26-I-2023.

### ABSTRACT

#### Evaluation of demographic indicators of *Pocillopora* (Scleractinia: Pocilloporidae) in island vs. coastal sites: Implications for a regional restoration program.

**Introduction:** The maintenance of the coral communities depends directly on the capacity of the individuals to grow as a whole colony. Since growth shapes the basis of the physical structure of the reef, determining the growth rate of builder coral-species and their response to environmental variations will allow us to identify their particular potential to implement more effective restoration strategies.

**Objective:** To determine the growth rate of the reef-building coral *Pocillopora* throughout the Mexican Central Pacific (PCM) and its relationship with fluctuations in environmental conditions.

**Methods:** From August 2019 - October 2020, a total of 153 branched coral fragments of the genus *Pocillopora* were monitored and transplanted as part of the restoration program in different PCM locations: Islas Marietas National Park and in the Caleta de Cuastecomates. Coral growth (cm-year<sup>-1</sup>) and survival rate (%), was calculated and correlated with temperature, PAR and K<sub>d490</sub> for each locality.

**Results:** The results show similar patterns in the parameters examined among the coral fragments were found for all sites, with a survival range of 61.6 – 68 %, whose mortality was mainly related to hurricanes and storms that affected the region. However, growth rate range from 2.0 – 8.0 cm-year<sup>-1</sup>, with no significant differences between locations. Also, no differences in environmental conditions between locations were recorded.

**Conclusions:** The branching corals of the genus *Pocillopora* present a similar growth rate in insular and coastal sites of the PCM, so it could be expected that the implementation of a restoration program throughout this



region of the Mexican Pacific would be potentially successful, since local environmental conditions are not limiting factors.

**Key words:** branched coral; linear extension; environmental factor; Mexican Central Pacific.

## RESUMEN

**Introducción:** El mantenimiento de las comunidades coralinas depende directamente de la capacidad de los individuos para crecer como colonia. Dado que el crecimiento forma la base de la estructura física del arrecife, determinar la tasa de crecimiento de las especies de corales constructores y su respuesta a las variaciones ambientales nos permitirá identificar su potencial particular para implementar estrategias de restauración más efectivas.

**Objetivo:** Determinar la tasa de crecimiento del coral constructor de arrecifes *Pocillopora* en todo el Pacífico Central Mexicano (PCM) y su relación con las fluctuaciones en las condiciones ambientales.

**Métodos:** De agosto de 2019 a octubre de 2020, se monitorearon y trasplantaron un total de 153 fragmentos de coral ramificado del género *Pocillopora* como parte del programa de restauración en diferentes sitios de la PCM: Parque Nacional Islas Marietas y en la Caleta de Cuastecomates. Se calculó el crecimiento del coral ( $\text{cm}\cdot\text{año}^{-1}$ ) y sobrevivencia (%), y se correlacionó con la temperatura, PAR y  $Kd_{490}$  para cada localidad.

**Resultados:** Patrones similares en los parámetros examinados entre los fragmentos de coral fueron encontrados para todos los sitios, con un rango de sobrevivencia de 61.6 – 68 %, cuya mortalidad estuvo relacionada principalmente con huracanes y tormentas que afectaron la región. Sin embargo, la tasa de crecimiento oscila entre 2.0 – 8.0  $\text{cm}\cdot\text{año}^{-1}$ , sin diferencias significativas entre localidades. Además, no se registraron diferencias en las condiciones ambientales entre las localidades.

**Conclusiones:** Los corales ramificados del género *Pocillopora* presentan una tasa de crecimiento similar en sitios insulares y costeros de la PCM, por lo que se podría esperar que la implementación de un programa de restauración en toda esta región del Pacífico Mexicano sería potencialmente exitoso, ya que, las condiciones ambientales locales no son factores limitantes.

**Palabras clave:** coral ramificado; extensión lineal; variables ambientales; Pacífico Central Mexicano.

## INTRODUCCIÓN

La base estructural de cualquier arrecife o comunidad coralina es resultado, principalmente, de la presencia y crecimiento de corales hermatípicos o pétreos, los cuales forman colonias sólidas y tridimensionales que proveen un servicio de soporte a la biodiversidad y biomasa, tanto de vertebrados como de invertebrados asociados a estos ecosistemas coralinos (Graham & Nash, 2013). El coral funciona como un holobionte y depende de la relación simbiótica de su población de dinoflagelados endosimbiontes y bacterias que fijan carbono como producto de desecho de su respiración celular (van Oppen & Blackall, 2019). Como resultado se fija hasta un 200 % de energía que es trasladada al coral y utilizada por la colonia para su mantenimiento basal y procesos de alto costo energético como el crecimiento y reproducción (Roth, 2014). Por lo tanto, el funcionamiento óptimo de esta relación simbiótica es esencial y

dependiente de los factores ambientales ligados a la fisiología del holobionte, siendo la temperatura superficial del mar (TSM) y la luz las consideradas hasta la fecha como parámetros más relevantes (van Oppen & Blackall, 2019).

El efecto sinérgico e intensificado de estresores de tipo natural (p.ej. eventos El Niño Oscilación del Sur [ENOS], huracanes, afluentes pluviales) y antropogénico (p. ej. sobrepesca, contaminación, aporte de nutrientes), han llevado en los últimos años al colapso y eventual pérdida de arrecifes enteros alrededor del mundo (Hughes et al., 2018; Souter et al., 2020). En respuesta, se han adoptado diferentes medidas de mitigación, entre ellas los métodos de restauración asistida, con el objetivo principal de incrementar la cobertura de coral vivo, contribuir a la supervivencia de la comunidad arrecifal y a la funcionalidad del ecosistema (Boström-Einarsson et al., 2020). Adicionalmente, ha permitido generar aproximaciones sobre evolución asistida, proporcionando un

nuevo conocimiento en la capacidad de respuesta de la comunidad coralina ante la intervención humana (Sugget & van Oppen, 2022).

La región del Pacífico Oriental Tropical (POT), en términos ambientales se ha caracterizado como un sitio sub-óptimo para el crecimiento y mantenimiento de arrecifes coralinos (Glynn & Ault, 2000). A pesar de esto, ha desarrollado comunidades coralinas consideradas de tipo mono-especie por su alta cobertura de coral del género *Pocillopora*, y la presencia en menor abundancia de especies del género *Porites* y *Pavona* (Glynn et al., 2004; Glynn et al., 2017). Históricamente, las comunidades coralinas del POT han sufrido eventos de blanqueamiento masivo, y de manera particular en el Pacífico Central Mexicano (PCM), *Pocillopora* ha sido señalado como el género más sensible al estrés, pero con mayor capacidad de recuperación, evidenciado por una baja mortalidad en años recientes (Rodríguez-Troncoso et al., 2016; Romero-Torres et al., 2020). Por lo que, la capacidad de resistencia de cada especie de coral ante los diferentes estresores, así como de su recuperación posterior a una perturbación, es un factor clave no solo para la supervivencia, sino para su continuo crecimiento y el mantenimiento de la comunidad (Hughes et al., 2018; Romero-Torres et al., 2020). Sumado a esto, se ha evidenciado que cada especie coralina ha desarrollado una respuesta diferencial dependiendo de las condiciones locales (Cruz-García et al., 2020; Martínez-Castillo et al., 2020), por lo que su tasa de crecimiento y mortalidad podría ser variable, aún dentro de una misma región.

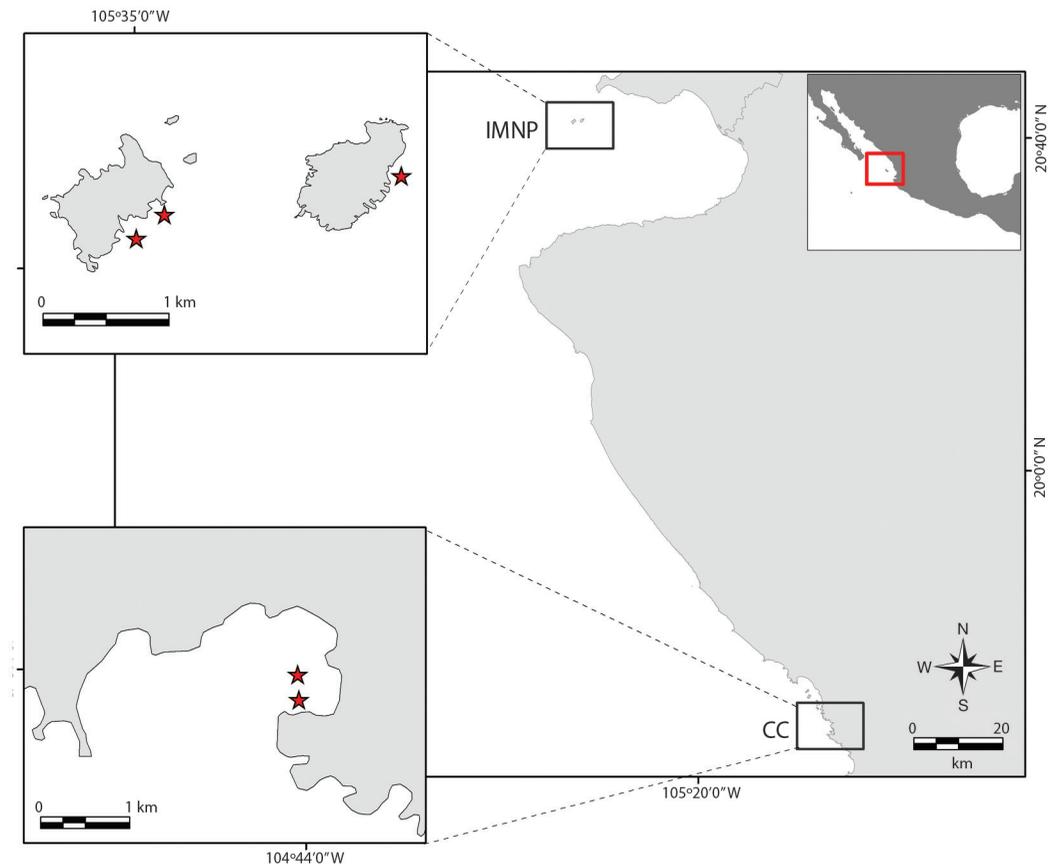
La supervivencia de una comunidad coralina depende de las acciones de manejo que se implementen para su conservación, desde mitigación de los estresores hasta la aplicación de acciones para su restauración o remediación (Boström-Einarsson et al., 2020). El éxito de un programa de restauración por propagación asexual está basado principalmente en atributos biológicos intrínsecos como el crecimiento y la supervivencia del fragmento de coral o recluta (Sugget & van Oppen, 2022), y para el caso particular del Pacífico Central Mexicano,

se ha considerado la respuesta ante factores ambientales locales, y su potencial de mantenimiento a largo plazo (Martínez-Castillo et al., 2022; Tortolero-Langarica et al., 2014; Tortolero-Langarica et al., 2019). El objetivo de este estudio es evaluar la tasa de crecimiento y supervivencia de coral del género *Pocillopora* en dos localidades (insular y costera) dentro del PCM, y su relación con la temperatura superficial del mar (TSM), radiación fotosintéticamente activa (PAR, por sus siglas en inglés) y el coeficiente de atenuación lumínica a 490 nm ( $K_{d_{490}}$ ). Los resultados permitirán contar con una línea base de información que permita diseñar mejores estrategias y extender los esfuerzos de restauración a lo largo de la región del Pacífico Mexicano.

## MATERIALES Y MÉTODOS

**Área de estudio:** El estudio se llevó a cabo en el Parque Nacional Islas Marietas (PNIM; 20°40'35" - 20°41'45" N, 105°33'30" - 105°38'10" W) y, en la Caleta de Cuastecomates (CC; 19°13'29"-19°14'18" N & 104°43'45"-104°45'29" W), ambos localizados en la región del PCM con una distancia aproximada de 185 km entre cada localidad (Fig. 1). La región se caracteriza por ser una zona de transición oceanográfica, en donde la Corriente de California y la Corriente Costera de Costa Rica interactúan formando la Corriente Nor-ecuatorial (Portela et al., 2016). La actividad de remolinos formados a partir de los vientos alisios sobre la Zona de Convergencia Intertropical provoca cambios estacionales en la TSM, presencia de surgencias y fluctuaciones en la salinidad (Kessler, 2006; Portela et al., 2016); como resultado, la región presenta dos periodos hidroclimáticos: la temporada fría/seca de enero a junio, y el periodo cálido/húmedo de julio a diciembre.

A pesar de localizarse dentro de la misma región, los sitios de estudio presentan diferentes características locales. El PNIM (Fig. 1A) es un Área Natural Protegida insular que se encuentra a 9 km de la costa (Cupul-Magaña & Rodríguez-Troncoso, 2017) al norte del PCM.



**Fig. 1.** Área de estudio con localidades y sitios de restauración. **A.** Parque Nacional Islas Marietas (PNIM), con tres sitios: Cueva del Muerto (CM), Zona de Restauración (ZR) y Plataforma Pavonas (PP). **B.** Caleta de Cuastecomates (CC) con dos sitios de restauración Cuaste 1 (C1) and Cuaste 2 (C2). / **Fig. 1.** Study area with localities and restoration sites. **A.** Islas Marietas National Park (PNIM), with three sites: Cueva del Muerto (CM), Zona de Restauración (ZR) and, Plataforma Pavonas (PP). **B.** Caleta de Cuastecomates (CC) with two restoration sites Cuaste 1 (C1) y Cuaste 2 (C2).

El sitio está conformado por dos islas con presencia de sustrato rocoso, fondos arenosos y presencia de coral vivo, con una cobertura de ~17 %, distribuida entre 1–8 m de profundidad (Hernández-Zulueta et al., 2017). Los cambios estacionales regionales están definidos principalmente por la influencia de surgencias estacionales en el periodo frío y ondas internas que provocan fluctuaciones diarias, tanto en la TSM como en la salinidad (Portela et al., 2016). La distinción de parque nacional permite que se lleven a cabo actividades turístico-recreativas controladas (Cupul-Magaña & Rodríguez-Troncoso, 2017). En el PNIM se evaluaron tres sitios en restauración: Cueva del Muerto

(CM), Zona de Restauración (ZR) y Plataforma Pavonas (PP).

Por otro lado, la Caleta de Cuastecomates es una localidad costera que se localiza en el límite sur del PCM (Fig. 1B), que alberga una comunidad coralina con una cobertura de coral vivo registrada del 20 % (Hernández-Zulueta et al., 2017), siendo la mayor con relación a sitios adyacentes (Hernández-Zulueta et al., 2021). La CC tiene una profundidad promedio de 8.4 m, con sustrato de roca y arena, y con un aporte estacional de sedimento y nutrientes, provocando una alta turbidez durante la época de lluvias (Rojo-Vázquez et al., 2001). La mayor cobertura de coral se encuentra a una

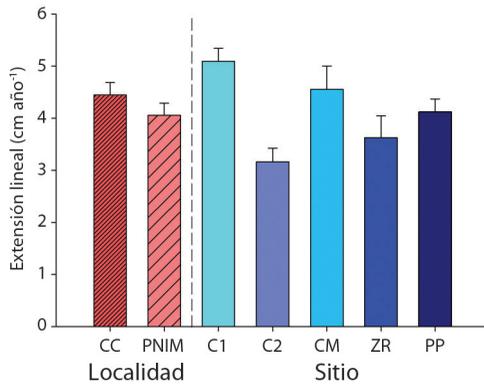
profundidad de 0 a 2.5 m, en donde se llevan a cabo actividades turísticas no controladas como son el buceo libre, pesca artesanal, y uso como zona de anclaje de embarcaciones, por lo que se ha observado altos niveles de fragmentación en colonias adultas. En este sitio se consideraron dos sitios a restaurar: Cuaste 1 (C1) y Cuaste 2 (C2).

**Trabajo de campo:** En ambas localidades, se colectaron fragmentos de oportunidad de corales del género *Pocillopora*, de  $\geq 3$  cm de largo, empleando el método propuesto por Tortolero-Langarica et al. (2014). Cada fragmento fue evaluado visualmente en su condición, con el fin de utilizar solo fragmentos sanos y sin presencia de la esponja bioerosionadora *Cliona* sp. Los fragmentos obtenidos de cada localidad se fijaron directamente en sustrato natural en huecos o grietas encontrados en la roca o matriz arrecifal, por medio de cintillas de plástico (Edwards, 2010); cabe resaltar que no hubo transporte de fragmentos entre sitios o localidades. Dada la distancia entre localidades, la fijación de los fragmentos se llevó en dos etapas. Durante septiembre 2019, se colocaron un total de 60 fragmentos en los tres sitios dentro del PNIM: Cueva del Muerto (CM,  $n = 20$ ), Zona de Restauración (ZR,  $n = 20$ ) y Plataforma Pavonas (PP,  $n = 20$ ). En los sitios de CC se colocaron un total de 93 fragmentos entre julio y octubre 2019: Cuaste 1 (C1,  $n = 60$ ) y Cuaste 2 (C2,  $n = 33$ ). Cada fragmento se etiquetó y monitoreó individualmente durante un año, con una periodicidad bimestral en el PNIM y trimestral en la CC. En cada muestreo, se registró el tamaño del fragmento desde la base hasta la altura máxima apical (cm), con la ayuda de un vernier de plástico (precisión de 0.05 mm). Finalmente, se determinó la tasa de crecimiento anual ( $\text{cm}\cdot\text{año}^{-1}$ ) y la supervivencia (%) para cada sitio. Considerando número final de fragmentos sanos respecto al inicio del experimento, que no presentaron signos de fragmentación, blanqueamiento o sobrecrecimiento de organismos competidores (p. ej. macroalgas y esponjas).

**Trabajo de gabinete.** Se analizaron las diferencias en el crecimiento entre las localidades de estudio (PNIM vs CC) utilizando una prueba *t-student* ( $\alpha = 0.05$ ). Para analizar las diferencias en la tasa de crecimiento entre sitios de ambas localidades (CM, PP, ZR; C1 y C2) se llevó un Análisis de Varianza de una Vía (ANDEVA), y una prueba *a posteriori* de Holm-Sidak ( $P = 0.05$ ). La caracterización de las condiciones ambientales incluyó datos mensuales de TSM, PAR y  $Kd_{490}$ , mediante el procesamiento de imágenes satelitales (Aqua-MODIS), con una resolución espacial de  $4 \times 4$  km y nivel de procesamiento 3 de la plataforma OceanColor (<https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/13/>). Para determinar diferencias mensuales de las variables ambientales entre localidades, se utilizó un análisis de varianza no paramétrico de Kruskal-Wallis ( $P < 0.05$ ). Con el fin de determinar la relación de la tasa de crecimiento con las diferentes variables ambientales, se realizaron pruebas de correlación de Pearson ( $r$ ), con base en la periodicidad de monitoreo de crecimiento para cada localidad. Todos los análisis estadísticos se llevaron a cabo en el programa SigmaPlot Ver. 11.0. (SPSS Inc., USA).

## RESULTADOS

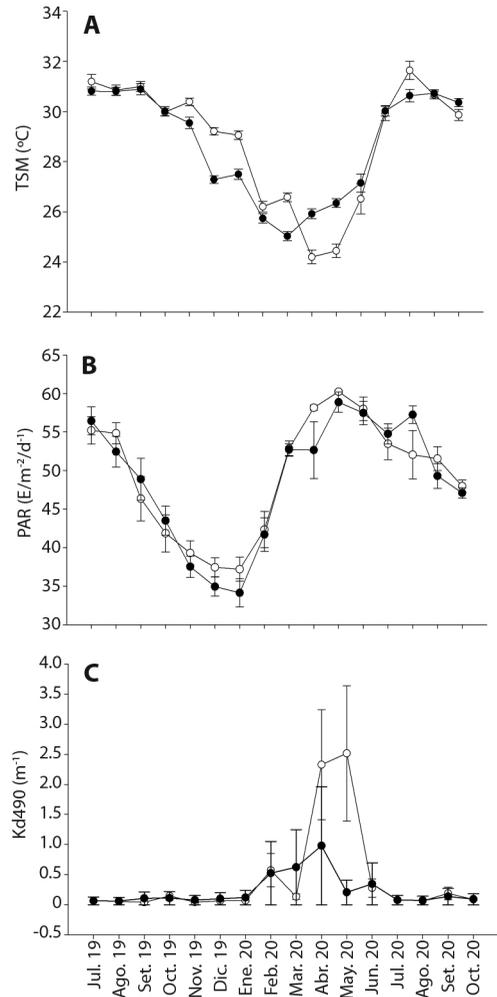
Los fragmentos de oportunidad plantados en el PNIM tuvieron una supervivencia del 61.66 %, con un rango de crecimiento de  $2.0 - 7.2 \text{ cm}\cdot\text{año}^{-1}$ . A nivel de sitio, CM presentó una supervivencia 55 %, y una tasa de crecimiento de  $4.51 \pm 0.49 \text{ cm}\cdot\text{año}^{-1}$ , mientras que en ZR la supervivencia fue del 60 % con un crecimiento de  $3.62 \pm 0.41 \text{ cm}\cdot\text{año}^{-1}$ , y finalmente PP con una supervivencia del 70 % y una tasa de crecimiento de  $4.12 \pm 0.24 \text{ cm}\cdot\text{año}^{-1}$  (Fig. 2). Con respecto a CC, se estimó una supervivencia del 68.08 % ( $n = 64$ ), con un rango de crecimiento de  $1.80 - 8.00 \text{ cm}\cdot\text{año}^{-1}$ . El sitio C1 presentó una supervivencia del 56.66 % y tasa de crecimiento de  $5.09 \pm 0.24 \text{ cm}\cdot\text{año}^{-1}$ , mientras que en C2 se observó una supervivencia de 87.87 % y un crecimiento de  $3.16 \pm 0.26 \text{ cm}\cdot\text{año}^{-1}$  (Fig. 2). No se evidenció diferencias significativas en la tasa de crecimiento entre localidades ( $t = 1.169$ ,



**Fig. 2.** Tasa de crecimiento anual (promedio  $\pm$  error estándar) resultante de los fragmentos de oportunidad en la Caleta de Cuastecomates (CC): C1- Cuaste 1, C2- Cuaste 2; y en el Parque Nacional Islas Marietas (PNIM): CM- Cueva del muerto, ZR- Zona de restauración, PP- Plataforma pavonas, localizados en la región del Pacífico Central Mexicano. / **Fig. 2.** Annual growth rate (mean  $\pm$  standard error) resulted from fragments of opportunity fragments in Caleta de Cuastecomates (CC): C1- Cuaste 1, C2- Cuaste 2; and in Islas Marietas National Park (PNIM): CM- Cueva del muerto, ZR- Zona de restauración, PP- Plataforma pavonas, located in the Central Mexican Pacific region.

$P = 0.246$ ), pero a nivel de sitios C1 fue el único que mostró diferencias ( $F = 6.610$ ,  $P < 0.001$ ), siendo además, en el que se registró la mayor tasa de crecimiento.

La temperatura media en el PNIM fue de  $29.89 \pm 0.56$  °C, con valores mínimos en marzo de  $25.02 \pm 0.17$  °C y máximo de  $30.81 \pm 0.16$  °C registrado en septiembre; mientras que en CC la temperatura media fue de  $30.43 \pm 0.30$  °C, con el mínimo registrado en abril ( $24.19 \pm 0.27$  °C) y el máximo en agosto ( $31.64 \pm 0.36$  °C; Fig. 3A). A pesar de las diferencias en la fluctuación anual de la TSM entre localidades ( $5.7$  °C en el PNIM y  $7.45$  °C en CC), estas no fueron estadísticamente significativas ( $H = 0.0696$ ,  $P = 0.792$ ). Con relación a la radiación fotosintética (PAR), se encontró que el valor promedio en el PNIM fue de  $46.15$   $E \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ , con un mínimo de  $34.12 \pm 1.82$   $E \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$  y valores máximos de  $57.24 \pm 1.14$   $E \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ , mientras que para CC, la media resultó en  $49.29$   $E \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$  en la CC con un rango de  $37.19 \pm 1.56$   $E \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$  hasta  $60.22 \pm 0.19$   $E \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$  (Fig. 3B).



**Fig. 3.** **A.** Valor promedio mensual de la temperatura superficial del mar (TSM) (°C  $\pm$  error estándar); **B.** radiación fotosintéticamente disponible (PAR) ( $E \cdot m^{-2} \cdot d^{-1} \pm$  error estándar) **C.** el coeficiente de atenuación difusa ( $K_d490$ ) ( $m^{-1} \pm$  error estándar), en el Parque Nacional Islas Marietas (PNIM) ( $\bullet$ ) y en la Caleta de Cuastecomates (CC) ( $\circ$ ), Pacífico Central Mexicano durante el periodo de muestreo. / **Fig. 3.** **A.** Monthly mean value of the sea surface temperature (TSM) (°C  $\pm$  standard error); **B.** photosynthetically available radiation (PAR) ( $E \cdot m^{-2} \cdot d^{-1} \pm$  standard error); **C.** diffuse attenuation coefficient ( $K_d490$ ) ( $m^{-1} \pm$  standard error), in Islas Marietas National Park (IMNP) ( $\bullet$ ) and Caleta de Cuastecomates (CC) ( $\circ$ ), Central Mexican Pacific during the sampling period.

Sin embargo, los valores de PAR entre localidades no evidenciaron diferencias estadísticas ( $H = 0.0511$ ,  $P = 0.821$ ). Con respecto a los valores del coeficiente de atenuación lumínica,

en el PNIM se registró un promedio anual de  $0.08 \pm 8.80 \times 10^{-3} \text{ m}^{-1}$ , con el valor más bajo registrado durante julio ( $0.06 \pm 5.85 \times 10^{-3} \text{ m}^{-1}$ ), y el más altos en octubre ( $0.10 \pm 0.03 \text{ m}^{-1}$ ); mientras que en CC se estimó un intervalo de  $0.04 \pm 0.06 \text{ m}^{-1}$  hasta  $2.71 \pm 0.97 \text{ m}^{-1}$ , con su valor máximo en abril- mayo (Fig. 3C). No se encontraron diferencias estadísticas entre PNIM y CC ( $H = 0.249$ ,  $P = 0.618$ ).

Finalmente, se encontró que la tasa de crecimiento del coral en la CC muestra una correlación negativa con la TSM, tanto en C1 ( $r = -0.773$ ,  $P = 0.003$ ), como en la C2 ( $r = -0.760$ ,  $P = 0.004$ ). En contraste los sitios PNIM no presentaron correlación significativa entre el crecimiento y las variables ambientales consideradas en el presente trabajo ( $P > 0.05$ ).

## DISCUSIÓN

La restauración efectiva debe de tener como objetivo llevar a la rehabilitación del sistema tanto a una escala local como regional, sin embargo, hasta el momento la mayoría de las iniciativas son programas de restauración enfocados a esfuerzos dentro de una misma localidad a una escala de tiempo menor a dos años (Boström-Einarsson., et al. 2020). Además del financiamiento, uno de los retos para escalar regionalmente es reconocer que los resultados pueden ser diferentes en respuesta a los mecanismos de aclimatación que los corales hayan desarrollado a los estresores tanto naturales como antropogénicos (Ban et al., 2014; Martínez-Castillo et al., 2020). El presente estudio se llevó a cabo en una localidad al norte (PNIM) y otra al sur (CC) de la ecorregión del Pacífico Mexicano Tropical (Spalding et al., 2017), por lo que, aunque están influenciadas por características regionales similares, durante los períodos transicionales presentarían condiciones oceanográficas mixtas del norte y sur del Pacífico Mexicano. Esto sumado a las condiciones locales como son la presencia de surgencias estacionales, ríos, así como el impacto antropogénico, se esperaban evidenciar diferencias en la tasa de crecimiento del coral *Pocillopora*. El PNIM es

un sitio insular que está sometido a una intensa, pero controlada presión, ya que presta al turismo de Puerto Vallarta, servicio de visitación al parque, y con influencia estacional moderada de los aportes continentales al estar separada 9 km de la costa. La CC está a escasos metros de una pequeña comunidad ribereña, con un moderado desarrollo turístico (Gobierno del Estado de Jalisco, 2016), con libre acceso a la pesca, así como visitas no controladas al parche arrecifal, además de recibir descargas domésticas sin tratamiento de manera directa. Nuestros resultados muestran que, hasta el momento, el impacto antropogénico y las condiciones ambientales locales no hay generado un efecto diferencial en la tasa de crecimiento de *Pocillopora*. Sin embargo, se puede considerar a CC como un sitio con una mayor vulnerabilidad, por lo que durante la restauración, se debe de considerar las medidas mitigatorias para evitar que los corales rebasen su umbral de tolerancia y se vea afectado no solo el crecimiento sino inclusive, la supervivencia.

Aunque las condiciones regionales y locales no provocaron diferencias importantes en el crecimiento de los fragmentos, se debe considerar la influencia de los procesos a macroescala de carácter interanual como es el fenómeno ENOS. Históricamente se ha atribuido a los eventos ENOS El Niño las mortandades de coral más importantes a nivel global (Hughes et al., 2018; Souter et al., 2020). Sin embargo, *Pocillopora* ha demostrado una resistencia diferente en la región del POT (Romero-Torres et al., 2020), y contrario a lo esperado el crecimiento ha sido positivo ante la exposición a anomalías térmicas (Jiménez & Cortés, 2003; Tortolero-Langarica et al., 2017). De manera particular el PCM registró la mortandad coralina más severa en la historia reciente, durante el evento El Niño 1997-98, a partir de la cual se evidenció una lenta pero constante recuperación (Hernández-Zulueta, et al., 2017; Martínez-Castillo et al., 2022). La resistencia a las anomalías térmicas por parte de *Pocillopora*, se representa por su alta supervivencia, y por un incremento constante en su tasa de crecimiento en los últimos diez años (Tabla 1), el cual



TABLE 1  
Records of annual linear extension of the genus *Pocillopora* in the Eastern Tropical Pacific.

País	Sitio	Periodo	Especie	Extensión lineal (cm año <sup>-1</sup> )	Fuente
México	Islas María Cleofas	2018 - 2019	<i>Pocillopora</i> spp.	2.74 ± 0.33 (DE)	1
		2010 - 2011	<i>P. damicornis</i>	2.31 (2.14–2.47)	2
	Islas Marietas	2010 - 2011	<i>P. verrucosa</i>	2.69 (2.50–2.89)	2
			<i>P. capitata</i>	2.31 (2.01–2.69)	2
			<i>P. damicornis</i>	3.73 (3.21–4.25)	2
			<i>P. verrucosa</i>	3.69 (3.29–4.09)	2
		2012 - 2013	<i>P. capitata</i>	3.93 (3.35–4.50)	2
			<i>Pocillopora</i> spp.	4.98 ± 1.68 (DE)	3
			<i>Pocillopora</i> spp.	5.29 ± 1.74 (DE)	3
			<i>Pocillopora</i> spp.	4.47 ± 1.07 (DE)	4
	2019 - 2020	<i>Pocillopora</i> spp.	4.05 ± 0.23 (EE)	*	
	Cuastecomates	2019 - 2020	<i>Pocillopora</i> spp.	4.45 ± 0.23 (EE)	*
	Zacatoso	2010 - 2013	<i>P. damicornis</i>	2.94 ± 0.32 (DE)	5
			<i>P. verrucosa</i>	3.42 ± 0.32 (DE)	5
La Entrega		<i>P. capitata</i>	2.92 ± 0.23 (DE)	5	
		<i>P. meandrina</i>	2.02 ± 0.39 (DE)	5	
		<i>Pocillopora</i> spp.	2.54 ± 0.57 (DE)	6	
		<i>Pocillopora</i> spp.	2.65 ± 0.34 (DE)	6	
Francia	Isla Clipperton	1988 - 1993	<i>Pocillopora</i> spp.	2.54 ± 0.57 (DE)	6
Costa Rica	San Pedrito	1996 - 1997	<i>P. damicornis</i>	3.80 ± 0.5 (DE)	7
			<i>P. meandrina</i>	4.46 ± 0.63 (DE)	7
			<i>Pelegans</i>	4.38 ± 0.57 (DE)	7
			<i>P. inflata</i>	3.15 ± 0.8 (DE)	7
	Huevos	1991 - 1992	<i>Pelegans</i>	5.21 ± 0.96 (DE)	7
		1996 - 1997	<i>P. damicornis</i>	6.68 ± 0.87 (DE)	7
	Palmitas	1996 - 1997	<i>P. eydouxi</i>	3.08 ± 0.48 (DE)	7
			<i>P. meandrina</i>	3.42 ± 0.66 (DE)	7
			<i>P. damicornis</i>	5.31 ± 0.35 (DE)	7
			<i>Pelegans</i>	4.12 ± 0.58 (DE)	7
	Isla del Caño	1985 - 1987	<i>P. damicornis</i>	3.46 ± 0.42 (EE)	8
			<i>P. damicornis</i>	2.98 ± 0.31 (EE)	8
			<i>Pelegans</i>	3.48 ± 0.34 (EE)	8
			<i>Pelegans</i>	3.17 ± 0.27 (EE)	8
Bahía Culebra	2020	<i>Pocillopora</i> spp.	4.49 ± 1.19 (DE)	9	
		<i>Pocillopora</i> spp.	5.35 ± 1.48 (DE)	9	
Panamá	Golfo de Chiriquí	1989 - 1990	<i>P. damicornis</i>	3.32 ± 0.15 (DE)	9
		2003 - 2004	<i>P. damicornis</i>	2.82 (2.44–3.12)	10
		2005 - 2006	<i>P. damicornis</i>	2.75 (2.40–3.30)	10
	Golfo de Panamá	1971 - 1974	<i>P. damicornis</i>	3.08 (2.55–3.61)	11
		1972 - 1974	<i>P. damicornis</i>	3.86 (3.39–4.33)	11
		1975	<i>P. damicornis</i>	2.24 (DE)	12
Ecuador	Onslow, Galápagos	1975	<i>P. damicornis</i>	2.24 (DE)	12

Dado el origen diferente de los datos, se presentan el valor promedio, recorrido, desviación estándar (DE) o error estándar (E.E.). / Given the different origin of the data, the average value, range, standard deviation (SD) or standard error (S.E.) are presented. Referencias / References: (\*) Presente estudio / present study; (1) Tortolero-Langarica et al., (2019); (2) Tortolero-Langarica et al., (2017); (3) Tortolero-Langarica et al., (2014); (4) Tortolero-Langarica et al., (2020); (5) Medellín-Maldonado et al., (2016); (6) Glynn et al. (1996); (7) Jiménez & Cortés, (2003); (8) Guzmán & Cortés, (1989); (9) Combillet et al., (2022); (10) Eakin, (1996); (11) Manzello, (2010); (12) Glynn, (1977).

además, fue mayor en comparación con otros sitios a lo largo del Pacífico Oriental Tropical. Esto incrementa su relevancia ya que durante el periodo 2015-2016 se registró el evento el Niño más intenso de las últimas tres décadas (Santoso et al., 2017), el cual provocó un blanqueamiento moderado, pero sin mortandad en la región (Cruz-García et al., 2020). Esto muestra una alta resistencia a estresores regionales, así como una alta tasa de crecimiento, el cual incrementa la factibilidad de los esfuerzos de rehabilitación en la región, ya que la historia de vida de *Pocillopora* demuestra una capacidad de resiliencia la cual puede ser asistida utilizando técnicas activas de restauración, con una mayor probabilidad de éxito.

Uno de los eventos regionales que no se ha considerado como un factor determinante en el crecimiento de *Pocillopora*, pero que influyó la región durante el periodo de estudio son los eventos meteorológicos como tormentas y huracanes. El impacto de estos eventos puede ser diferente a nivel regional y local, ya que está en función tanto de su trayectoria como de sus posibles cambios en fuerza (NOAA, 2022). Y si bien pueden ser considerados como estresores negativos o destructivos, dependiendo de su intensidad contribuyen a la circulación y mezcla en la columna de agua evitando la permanencia de sedimentos, alta concentración de nutrientes inorgánicos, así como la disminución de temperatura durante los eventos de estrés térmico (Heron, 2008). Sin embargo, por su morfología, los corales corales ramificados como el género *Pocillopora* serán los mayormente afectados, incrementando su fragmentación, pero no siempre disminuyendo su cobertura (Lirman, 2001; López-Pérez & Hernández-Ballesteros, 2004). Como resultado, las tormentas pueden contribuir positivamente al principal modo de reproducción asexual en la región (Chávez-Romo et al., 2013); sin embargo, al ser un daño mecánico, la fragmentación puede provocar una disminución de hasta el 50 % en la tasa de crecimiento (Tortolero-Langarica et al., 2014). El sitio CC fue impactado por los huracanes Lorena (Categoría II) y Narda (Categoría I),

durante el mismo año, lo cual pudo haber provocado la posible pérdida de fragmentos (~20 %), pero no afectó negativamente la tasa de crecimiento. Por lo que la pérdida de la estabilidad del sustrato y el desprendimiento de los fragmentos por la energía mecánica del oleaje constituye un factor puntual importante en la supervivencia de los fragmentos, más no en su crecimiento individual.

Otro factor relevante que debe de ser considerado dentro del éxito de un programa de restauración es la actividad humana del sitio. Se ha reportado que la actividad turística no controlada puede no solo llevar a la fragmentación, sino a la pérdida de cobertura de coral vivo (Cupul-Magaña & Rodríguez-Troncoso, 2017; De et al., 2020), y a la presencia y propagación de enfermedades coralinas (Lamb et al., 2014). Ambos sitios presentan diferentes presiones por uso turístico, en el caso del PNIM al ser un ANP cuenta con un programa de manejo, así como con la implementación de la capacidad de carga (Cupul-Magaña & Rodríguez-Troncoso, 2017), lo cual contribuye a disminuir el impacto del turismo, mientras que en CC el turismo no está controlado, lo que lleva a que las embarcaciones anclen en los sitios corallinos, además del impacto por las aletas.

Las iniciativas y programas de restauración se han incrementado de manera exponencial en los últimos años (Boström-Einarsson et al., 2020) y de aquí la relevancia de contar con información del área a restaurar que permita establecer un programa que sea exitoso tanto a corto como a largo plazo. Los resultados del presente estudio demuestran que los corales del género *Pocillopora* tienen un crecimiento similar en localidades insulares y costeros, en respuesta a las condiciones ambientales regionales; y que la mortandad o daño a las colonias de coral se atribuye al efecto puntual de eventos meteorológicos, los cuales, si bien son eventos regionales, su impacto a los arrecifes de coral es siempre diferenciado y se manifiesta a escala local. Sumado a esto, *Pocillopora* ha demostrado ser resiliente ante eventos ENOS y por lo tanto, lo cual es parte de su capacidad adaptativa natural e incrementa su potencial de



rehabilitación asistida. Los resultados muestran la factibilidad y escalabilidad de un programa de restauración en las comunidades coralinas del PCM.

Finalmente, si bien los resultados no muestran diferencias en el crecimiento a pesar de la diferencia en el impacto antropogénico, se deben de considerar medidas de manejo participativo que contribuyan a que la restauración activa tenga un resultado positivo en la cobertura de coral vivo y de sus organismos asociados, para que, a largo plazo, se pueda reducir la vulnerabilidad de los parches arrecifales cercanos a la costa con una fuerte influencia antrópica.

**Declaración de ética:** los autores declaran que todos están de acuerdo con esta publicación y que han hecho aportes que justifican su autoría; que no hay conflicto de interés de ningún tipo; y que han cumplido con todos los requisitos y procedimientos éticos y legales pertinentes. Todas las fuentes de financiamiento se detallan plena y claramente en la sección de agradecimientos. El respectivo documento legal firmado se encuentra en los archivos de la revista.

#### AGRADECIMIENTOS

El estudio presente fue financiado por National Geographic Society (NGS-55349R-19), y por el proyecto “Restauración de Arrecifes Coralinos en el PN Islas Marietas” (P0015-DCB-2019). Además, se agradece a las autoridades del Parque Nacional Islas Marietas (CONANP), así como a las autoridades del Centro Universitario de la Costa Sur-UdeG, por el apoyo logístico para el acceso a los sitios de muestreo. Finalmente, los autores agradecen a Violeta Martínez-Castillo, Vladimir Pérez de Silva y Aldo Zavala Jiménez por su apoyo durante el trabajo de campo.

#### REFERENCIAS

Boström-Einarsson, L., Babcock, R. C., Bayraktarov, E., Ceccarelli, D., Cook, N., Ferse, S. C., Hanckock, B., Harrison, P., Hein, M., Shaver, E., Smith, A.,

Suggett, D., Stewart-Sinclair, P., Vardi, T., & McLeod, I. M. (2020) Coral restoration—A systematic review of current methods, successes, failures and future directions. *Plos One*, 15(1), e0226631. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0226631>

Chávez-Romo, H. E., Paz-García, D. A., Correa-Sandoval, F., Reyes-Bonilla H., López-Pérez, R. A., & Medina-Rosas, P. (2013). Diferencia en las estrategias reproductivas de dos corales escleractinios (ramificado vs masivo) a lo largo de la costa occidental de México. *Ciencias Marinas*, 39(4), 387–400.

Combillet, L., Fabregat-Malé, S., Mena, S., Marín-Moraga, J. A., Gutierrez, M., & Alvarado, J. J. (2022) *Pocillopora* spp. growth analysis on restoration structures in an Eastern Tropical Pacific upwelling area. *PeerJ*, 10, e13248. <https://doi.org/10.7717/peerj.13248>

Cruz-García, R., Rodríguez-Troncoso, A. P., Rodríguez-Zaragoza, F. A., Mayfield, A., & Cupul-Magaña, A. L. (2020). Ephemeral effects of El Niño–Southern Oscillation events on an eastern tropical Pacific coral community. *Marine and Freshwater Research*, 71(10), 1259–1268.

Cupul-Magaña, A. L., & Rodríguez-Troncoso, A. P. (2017) Tourist carrying capacity at Islas Marietas National Park: An essential tool to protect the coral community. *Applied Geography*, 88(1), 15–23. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2017.08.021>

De, K., Nanajkar, M., Mote, S., & Ingole, B. (2020) Coral damage by recreational diving activities in a Marine Protected Area of India: Unaccountability leading to ‘tragedy of the not so commons’. *Marine Pollution Bulletin*, 155, 111190. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111190>

Eakin, C. M. (1996). Where have all the carbonates gone? A model comparison of calcium carbonate budgets before and after the 1982–1983 El Niño at Uva Island in the eastern Pacific. *Coral Reefs*, 15, 109–119. <https://doi.org/10.1007/BF01771900>

Edwards, A. J. (2010) *Reef rehabilitation manual*. The Coral Reef Targeted Research and Capacity Building for Management Program: Queensland, Australia, Coral reef initiative for the Pacific.

Glynn, P. W. (1977). Coral growth in upwelling and non-upwelling areas off the Pacific coast of Panamá. *Journal of Marine Research*, 35(3), 567–585.

Glynn, P. W., & Ault, J. S. (2000) A biogeographic analysis and review of the far eastern Pacific coral reef region. *Coral Reefs*, 19, 1–23. <https://doi.org/10.1007/s003380050220>

Glynn, P. W., Veron, J. E. N., & Wellington, G. M. (1996). Clipperton Atoll (eastern Pacific): oceanography, geomorphology, reef-building coral ecology and biogeography. *Coral Reefs*, 15, 71–99. <https://doi.org/10.1007/BF01771897>

- Gobierno del Estado de Jalisco (13 de mayo, 2016). *Cuastecomates, playa y pueblo incluyente únicos en México*. Gobierno del Estado de Jalisco. <https://www.jalisco.gob.mx/es/prensa/noticias/39214>
- Graham, N. A. J., & Nash, K. L. (2013). The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. *Coral Reefs*, 32, 315–326. <https://doi.org/10.1007/s00338-012-0984-y>
- Guzmán, H. M., & Cortes, J. (1989). Growth rates of eight species of scleractinian corals in the eastern Pacific (Costa Rica). *Bulletin of Marine Science*, 44(3), 1186–1194.
- Heron, S., Morgan, J., Eakin, M. A. R. K., & Skirving, W. (2008). Hurricanes and their effects on coral reefs. En C. Wilkinson & D. Souter. Status of Caribbean Coral Reefs after Bleaching and Hurricanes in 2005 (pp. 31–36). Global Coral Reef Monitoring Network and Reef and Rainforest Research Centre.
- Hernández-Zulueta J., Díaz-Pérez L., Galván-Villa C. M., Ayón-Parente M., Gómez-Petersen P., Godínez-Domínguez E., & Rodríguez-Zaragoza, F. A. (2021). Structure and spatial variation of the hermatypic coral assemblages of the southern coast of Jalisco, in the Mexican Central Pacific. *Journal of Sea Research*, 170, 102010. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2021.102010>
- Hernández-Zulueta, J., Rodríguez-Zaragoza, F., Araya, R., Vargas-Ponce, O., Rodríguez-Troncoso, A. P., Cupul-Magaña, A. L., Díaz-Pérez, L., Ríos-Jara, E., & Ortiz, M. (2017). Multi-scale analysis of hermatypic coral assemblages at Mexican Central Pacific. *Scientia Marina*, 81(1), 91–102. <https://doi.org/10.3989/scimar.04371.12A>
- Hughes, T. P., Kerry, J. T., Baird, A. H., Connolly, S. R., Dietzel, A., Eakin, C. M., Heron S. F., Hoey A. S., Mía O., Hoogenboom G. L., McWilliam M. J., Pears R. J., Pratchett M. S., Skirving W. J., Stella J. S., & Torda, G. (2018). Global warming transforms coral reef assemblages. *Nature*, 556, 492–496. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0041-2>
- Jiménez, C., & Cortés, J. (2003) Growth of seven species of scleractinian corals in an upwelling environment of the eastern Pacific (Golfo de Papagayo, Costa Rica). *Bulletin of Marine Science*, 72(1), 187–198.
- Kessler, W. S. (2006). The circulation of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography*, 69(2-4), 181–217. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2006.03.009>
- Lamb, J. B., True, J. D., Piromvaragorn, S., & Willis, B. L. (2014). Scuba diving damage and intensity of tourist activities increases coral disease prevalence. *Biological Conservation*, 178, 88–96. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.06.027>
- Lirman, D. (2001) Competition between macroalgae and corals: effects of herbivore exclusion and increased algal biomass on coral survivorship and growth. *Coral Reefs*, 19, 392–399. <https://doi.org/10.1007/s003380000125>
- López-Pérez, R. A., & Hernández-Ballesteros, L. M. (2004) Coral community structure and dynamics in the Huatulco area, western Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 75(3), 453–472.
- Manzello, D. P. (2010) Coral growth with thermal stress and ocean acidification: lessons from the eastern tropical Pacific. *Coral Reefs*, 29, 749–758. <https://doi.org/10.1007/s00338-010-0623-4>
- Martínez-Castillo, V., Rodríguez-Troncoso, A. P., Mayfield, A. B., Rodríguez-Zaragoza, F. A., & Cupul-Magaña, A. L. (2022) Coral Recovery in the Central Mexican Pacific 20 Years after the 1997–1998 El Niño Event. *Oceans*, 3(1), 48–59. <https://doi.org/10.3390/oceans3010005>
- Martínez-Castillo, V., Rodríguez-Troncoso, A. P., Santiago-Valentín, J. D., & Cupul-Magaña, A. L. (2020) The influence of urban pressures on coral physiology on marginal coral reefs of the Mexican Pacific. *Coral Reefs*, 39, 625–937. <https://doi.org/10.1007/s00338-020-01957-z>
- Medellín-Maldonado, F., Cabral-Tena, R. A., López-Pérez, A., Calderón-Aguilera, L. E., Norzagaray-López, C. O., Chapa-Balcorta C., Zepeta-Vilchis, R. C., & Harris, C. (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. <http://dx.doi.org/10.7773/cm.v42i3.2650>
- National Oceanographic and Atmospheric Administration (NOAA). (2022). *National Hurricane Center and Central Pacific Hurricane Center* <https://www.nhc.noaa.gov/outreach/history/>
- Portela, E., Beier, E., Barton, E. D., Castro, R., Godínez, V., Palacios-Hernández, E., Fiedler P. C., Sánchez-Velasco, L., & Trasviña, A. (2016). Water masses and circulation in the tropical Pacific off central Mexico and surrounding areas. *Journal of Physical Oceanography*, 46(10), 3069–3081. <https://doi.org/10.1175/JPO-D-16-0068.1>
- Reyes-Bonilla, H., Escobosa-González, L., Cupul-Magaña, A., Medina-Rosas, P., Calderón-Aguilera, L., & Paz, L. (2013). Estructura comunitaria de corales zooxantelados (Anthozoa: Scleractinia) en el arrecife coralino de Carrizales, Pacífico Mexicano. *Revista Biología Tropical*, 61(2), 583–594.
- Rodríguez-Troncoso, A. P., Carpizo Ituarte, E., & Cupul-Magaña, A. L. (2016). Physiological response to high temperature in the Tropical Eastern Pacific coral *Pocillopora verrucosa*. *Marine Ecology*, 37(5), 1168–1175. <https://doi.org/10.1111/maec.12392>



- Rojo-Vázquez, J. A., Aguilar-Palomino, B., Galván-Piña, V. H., Godínez-Domínguez, E., Hernández-Vázquez, S., Ruiz-Ramírez, S., & Lucano-Ramírez, G. (2001). Ictiofauna de la pesquería ribereña en Bahía de Navidad, Jalisco, México, asociada al evento El Niño 1997-1998. *Revista de Biología Tropical*, 49(3-4), 915–929.
- Romero-Torres, M., Acosta, A., Palacio-Castro, A. M., Trembl, E. A., Zapata, F. A., Paz-García, D. A., & Porter, J. W. (2020). Coral reef resilience to thermal stress in the Eastern Tropical Pacific. *Global Change Biology*, 26(7), 3880–3890.
- Roth, M. S. (2014). The engine of the reef: photobiology of the coral–algal symbiosis. *Frontiers in Microbiology*, 5, 422. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2014.00422>
- Santiago-Valentín, J. D., Colley, S. B., Glynn, P. W., Cupul-Magaña, A. L., López-Pérez, R. A., Rodríguez-Zaragoza, F. A., Benítez-Villalobos, F., Bautista-Guerrero, E., Zavala-Casas, D. A., & Rodríguez-Troncoso, A. P. (2018). Regional and species specific sexual reproductive patterns of three zooxanthellate scleractinian corals across the Eastern Tropical Pacific. *Marine Ecology*, 39(2), e12497. <https://doi.org/10.1111/maec.12497>
- Souter, D., Planes, S., Wicquart, J., Logan, M., Obura, D., & Staub, F. (2020) *Status of coral reefs of the world: 2020*. Global Coral Reef Monitoring Network, International Coral Reef Initiative, Australia
- Spalding, M. D., Fox, H. E., Allen, G. R., Davidson, N., Ferdaña, Z. A., Finlayson, M., Halpern, B., Jorge, M., Lombana, A., Lourie S., Molinar J., Recchia Ch., & Robertson, J. (2007). Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf areas. *BioScience*, 57(7), 573–583.
- Suggett, D. J., & van Oppen, M. J. (2022). Horizon scan of rapidly advancing coral restoration approaches for 21st century reef management. *Emerging Topics in Life Sciences*, 6(1), 125–136. <https://doi.org/10.1042/ETLS20210240>
- Tortolero-Langarica, J. J. A., Cupul-Magaña, A. L., & Rodríguez-Troncoso, A. P. (2014). Restoration of a degraded coral reef using a natural remediation process: A case study from a Central Mexican Pacific National Park. *Ocean and Coastal Management*, 96, 12–19. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.04.020>
- Tortolero-Langarica, J. J. A., Cupul-Magaña, A. L., Rodríguez-Troncoso, A. P., & Carricart-Ganivet, J. P. (2017). Calcification and growth rate recovery of the reef-building *Pocillopora* species in the northeast tropical Pacific following an ENSO disturbance. *Peer J*, 5, e3191. <https://doi.org/10.7717/peerj.3191>
- Tortolero-Langarica, J. J. A., Rodríguez-Troncoso, A. P., Cupul-Magaña, A. L., Alarcón-Ortega, L. C., & Santiago-Valentín, J. D. (2019). Accelerated recovery of calcium carbonate production in coral reefs using low-tech ecological restoration. *Ecological Engineering*, 128, 89–97. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.01.002>
- Tortolero-Langarica, J. J. A., Rodríguez-Troncoso, A. P., Cupul-Magaña, A. C., Rinkevich, B. (2020). Micro-Fragmentation as an Effective and Applied Tool to Restore Remote Reefs in the Eastern Tropical Pacific. *International Journal of environmental Research and Public Health*. 17, 6574; doi:10.3390/ijerph17186574
- van Oppen, M. J., & Blackall, L. L. (2019). Coral microbiome dynamics, functions and design in a changing world. *Nature Reviews Microbiology*, 17, 557–567. <https://doi.org/10.1038/s41579-019-0223-4>