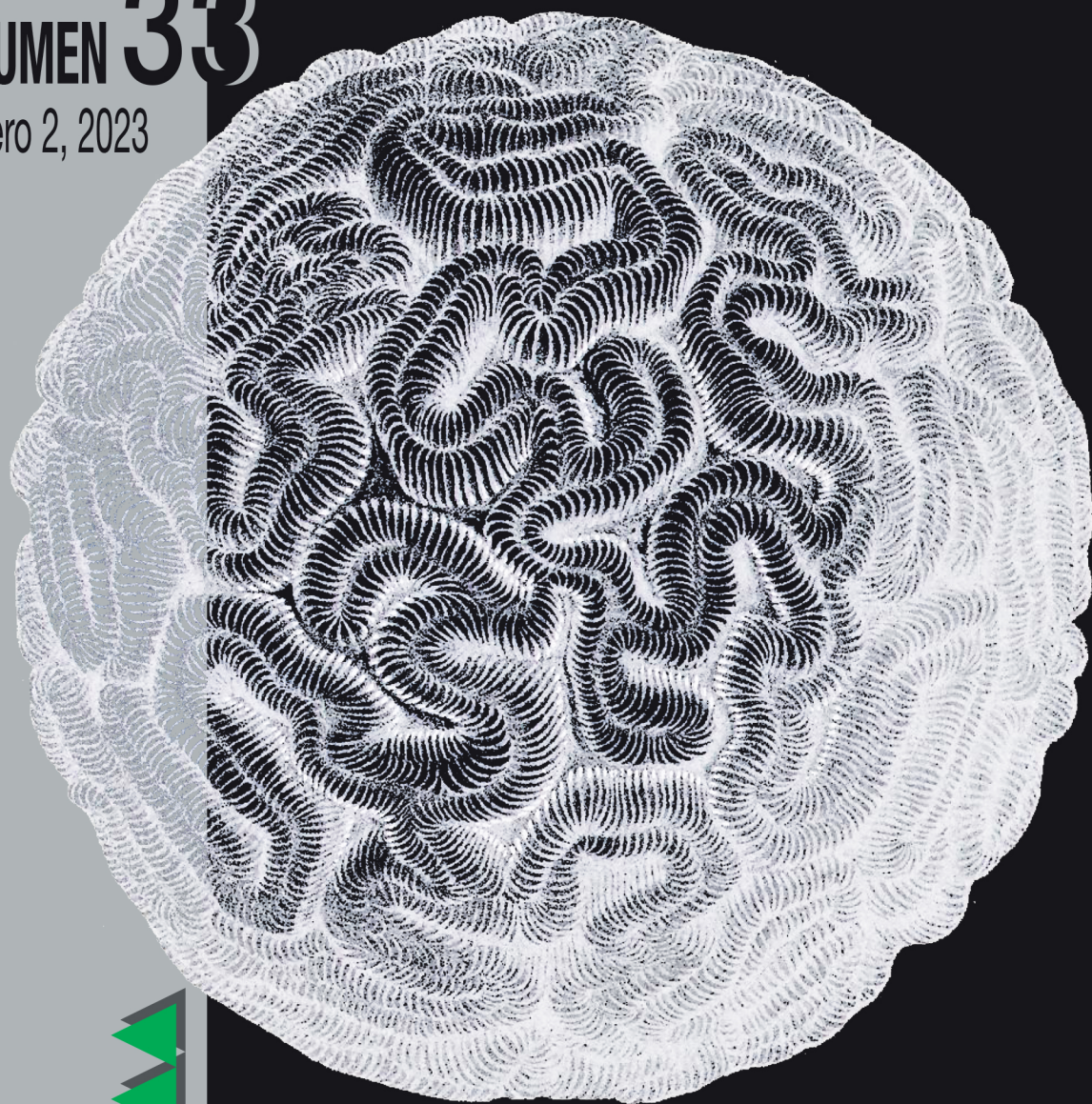


HIDROBIOLÓGICA

VOLUMEN **33**
Número 2, 2023



HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 33

Número 2

2023

Hidrobiológica es una publicación científica cuatrimestral del Departamento de Hidrobiología de la División de Ciencias Biológicas y de la Salud de la Universidad Autónoma Metropolitana-Unidad Iztapalapa creada desde 1991. **Hidrobiológica** está dirigida a publicar investigaciones originales e inéditas sobre la hidrología, biología, pesquerías, acuicultura, contaminación y ecología de los recursos y sistemas acuáticos, realizados en México y en todo el mundo.

Hidrobiológica (ISSN 0188-8897) pertenece al Catálogo de Revistas Mexicanas de Investigación Científica y Tecnológica del CONACYT desde 1994. Indizada en:

PERIÓDICA. Índice de Revistas Latinoamericanas en Ciencias.

Latindex. Catálogo-Sistema Regional de Información en Línea para Revistas Científicas de América Latina, El Caribe, España y Portugal.

Redalyc. Red de Revistas Científicas de América Latina, El Caribe, España y Portugal.

SciELO - Scientific Electronic Library Online.

Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA).

ISI-Thomson: Biological Abstracts y Biosis Previews.

E&M Biology (Elsevier)

Journal Citation Reports - Thomson Reuters (JCR)

Página electrónica: <http://hidrobiologica.izt.uam.mx/index.php/revHidro/login>

HIDROBIOLÓGICA. Vol. 33 Año 2023, Número 2, mayo-agosto de 2023, es una publicación cuatrimestral editada por la Universidad Autónoma Metropolitana, a través de la Unidad Iztapalapa, División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Departamento de Hidrobiología. Prolongación Canal de Miramontes 3855, Colonia Ex Hacienda San Juan de Dios, Alcaldía Tlalpan, C.P. 14387, México, Ciudad de México y Av. San Rafael Atlixco, No. 186, Colonia Vicentina, Alcaldía Iztapalapa, C.P. 09340, México, Ciudad de México, teléfono: 5804-6475.

Página electrónica de la revista: <http://hidrobiologica.izt.uam.mx> y dirección electrónica: rehb@xanum.uam.mx. Editora Responsable: Dra. Ma. del Rocío Torres Alvarado. Certificado de Reserva de Derechos al Uso Exclusivo de Título No. 04-2014-071117092600-102.

Fecha de última modificación: 30 de agosto de 2023. Tamaño de archivo: 2.4 MB.

Las opiniones expresadas por los autores no necesariamente reflejan la postura del editor de la publicación.

Queda estrictamente prohibida la reproducción total o parcial de los contenidos e imágenes de la publicación sin previa autorización de la Universidad Autónoma Metropolitana.

COMITÉ EDITORIAL

Responsable de la edición del número

Editor en Jefe: Dra. María del Rocío Torres Alvarado

Área de Ecosistemas Costeros. Depto. de Hidrobiología.

División de Ciencias Biológicas y de la Salud

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

EDITORES ASOCIADOS

ÁREA SISTEMÁTICA, FILOGENIA Y MORFOLOGÍA

Dr. Francisco F. Pedroche

Área de Ciencias Ambientales

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma (UAML)

Estado de México, México

Dr. Luis Manuel Guevara Chumacero

Área de Zoología. Depto. de Biología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

ÁREA DE MANEJO DE RECURSOS ACUÁTICOS

Dra. Ana Laura Ibañez Aguirre

Área de Producción Acuática. Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

Dra. Alma Socorro Sobrino Figueroa

Área de Producción Acuática. Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

ÁREA AMBIENTAL

Dra. Laura Georgina Calva Benítez

Área de Ecosistemas Costeros. Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

Dra. Flor de María Cuervo López

Área de Microbiología. Depto. de Biotecnología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

Dr. Francisco José Gutiérrez Mendieta

Área de Ecosistemas Costeros. Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

ÁREA DE ECOLOGÍA

M. en B. E. Sergio Humberto Álvarez Hernández

Área de Producción Acuática. Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

Dr. Ramón Andrés López Pérez

Área de Ecosistemas Costeros. Depto. de Hidrobiología

Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa (UAMI)

CDMX, México

ÁRBITROS

Miguel Ángel Ahumada Sempoal

Universidad del Mar, México

Juan José Alvarado Barrientos

Universidad de Costa Rica, Costa Rica

Felipe Becerril Morales

Universidad del Papaloapan, México

Javier Bello Pineda

Universidad Veracruzana, México

Ángela Bracho Mora

Universidad Técnica de Manabí, Ecuador

Luis Eduardo Calderón Aguilera

Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, México

Israel Cruz Ortega

Universidad Nacional Autónoma de México, México

Noemi Espinosa Andrade

Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, México

Nuria Estrada Saldivar

Instituto Nacional de Pesca, México

María del Socorro García Madrigal

Universidad del Mar, México

Javier González Barrios

Lancaster Environment Centre, United Kingdom

Ricardo González Muñoz

Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, Argentina

Rebeca Granja Fernández

Universidad de Guadalajara, México

María Victoria Grasso Becerra

Universidad Nacional Autónoma de México, México

Sergio D. Guendulain García

Universidad Autónoma Metropolitana, México

Guillermo Horta Puga

Universidad Nacional Autónoma de México, México

Jani Jarquín González

Instituto Tecnológico de Chetumal, México

Ubaldo Jarquín Martínez

Universidad de Guadalajara, México

Eric Jordán Dahlgren

Universidad Nacional Autónoma de México, México

Gerardo Leyte Morales

Universidad del Mar, México

Andrés López Pérez

Universidad Autónoma Metropolitana, México

Luis Malpica Cruz

Universidad Autónoma de Baja California, México

Ganiveth Manjarrez Paba

Tecnológico Comfenalco, España

Violeta Martínez Castillo

Universidad Autónoma de Baja California Sur, México

Melissa Mayorga Martínez

Universidad Nacional Autónoma de México, México

Brenda Maya Alvarado

Universidad de Guadalajara, México

Francisco Medellín Maldonado

Universidad Nacional Autónoma de México, México

Pedro Medina Rosas

Universidad de Guadalajara, México

Juan Francisco Meraz Hernando

Universidad del Mar, México

Ana Molina Hernández

Universidad Nacional Autónoma de México, México

Estefanía Morales Ruiz

Universidad Nacional Autónoma de México, México

Damien Olivier

Universidad Autónoma de Baja California Sur, México

Horacio Pérez España

Universidad Veracruzana, México

Miguel Ángel Pérez Castro

Instituto Politécnico Nacional, México

David Petatán Ramírez

Universidad Autónoma de Baja California Sur, México

Miguel Ángel Ruiz Zarate

El Colegio de la Frontera Sur, México

Georgina Ramírez Ortiz

Universidad Nacional Autónoma de México, México

María de los Dolores Reyes Duarte

Universidad Autónoma Metropolitana, México

José Roberto Rivera Hernández

Universidad Nacional Autónoma de México, México

Cristóbal Reyes Hernández

Universidad del Mar, México

Fabián A. Rodríguez Zaragoza

Universidad de Guadalajara, México

Silvia Stranges

Universidad Autónoma de Baja California Sur, México

María del Rocío Torres Alvarado

Universidad Autónoma Metropolitana, México

Adolfo Tortolero Langarica

Universidad Nacional Autónoma de México, México

Omar Valencia Méndez

Departamento de Ecología, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, México

Alfonso Vázquez Botello

Universidad Nacional Autónoma de México, México

María Enriqueta Velarde González

Universidad Veracruzana, México

CONSEJO EDITORIAL

Dr. Raymundo Reyes-Gutiérrez

Área de Recursos Hídricos.
Depto. de Recursos de la Tierra
Universidad Autónoma Metropolitana
Unidad Lerma (UAM-L)
Estado de México, México.

Dra. Hisol Sarai López-Arellanes

Depto. Plancton y Ecología Marina
Instituto Politécnico Nacional, Centro
Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR-IPN)
La paz, BCS, México

Dr. Horacio Lozano-Cobo

Área de Zooplancton y Parasitología Marina.
Depto. De Hidrobiología
Universidad Autónoma Metropolitana Unidad
Iztapalapa (UAM-I)
CDMX, México

Dr. Manuel Castillo-Rivera

Área de Zoología. Depto. de Biología
Universidad Autónoma Metropolitana
Unidad Iztapalapa (UAM-I)
CDMX, México

Dra. Miriam Azucena Hernández-Zamora

Área de Ciencias Agrícolas y Biológicas
Instituto Politécnico Nacional, Escuela Nacional de
Ciencias Biológicas (IPN-ENCB)
CDMX, México

Dr. Roberto Rico-Martínez

Área de Centro de Ciencias Básicas.
Depto. de Química
Universidad Autónoma de Aguascalientes (UAA)
Aguascalientes, México

Dr. César Meiners-Mandujano

Área de Análisis de pesquerías y variables ambientales
Universidad Veracruzana, Instituto de Ciencias
Marinas y Pesquerías (UV)
Veracruz, México

Dr. Luis Amado Ayala-Pérez

Área de Sistemas y Procesos Ecológicos de los
Recursos Acuáticos Tropicales.
Depto. de El Hombre y su Ambiente.
Universidad Autónoma Metropolitana Unidad
Xochimilco (UAM-X)
CDMX, México

Dr. Jose Ivan Velazquez-Abunader

Área de Acuicultura, pesca y Biotecnología.
Depto. de Recursos del Mar
Instituto Politécnico Nacional, Centro de
Investigación y de Estudios Avanzados Mérida
(IPN-CINVESTAV)
Yucatán, México

Dra. Nataly Quiroz-González

Laboratorio de Ficología y Sección de Algas del Herbario
Universidad Nacional Autónoma de México,
Facultad de Ciencias (UNAM)
CDMX, México

Dra. Gloria Garduño-Solorzano

Laboratorio de Botánica.
Universidad Nacional Autónoma de México,
FES Iztacala (UNAM)
Estado de México, México

Dr. José Alberto Ocaña-Luna

Laboratorio de Ecología
Instituto Nacional de Ciencias Biológicas Escuela
Nacional de Ciencias Biológicas (IPN-ENCB)
CDMX, México

Dra. Rosa maría García-Martínez

Depto. de Zoología
Instituto Politécnico Nacional,
Escuela Nacional de Ciencias Biológicas (IPN-ENCB)
CDMX, México

Dr. Héctor Omar Mejía-Guerrero

Laboratorio de Variación Biológica y Evolución.
Depto. de Zoología.
Instituto Politécnico Nacional,
Escuela Nacional de Ciencias Biológicas (IPN-ENCB)
CDMX, México

HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología de la
Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa

ÍNDICE AL VOLUMEN 33, NÚMERO 2 • 2023

Medina-Rosas, P.

Once y contando: *Numeralia* y análisis del Congreso Mexicano de Arrecifes Coralinos (2000-2022) I-VI

Carmona-Islas, C., J. Toto-Cobix, J. Santander-Monsalvo, C. Galicia-García y T. F. Hernández-Tamay

Comunidades de aves de las islas del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano87-96

Medina-Rosas, P., M. Á. Báez-Pérez y L. López-Luján

Corales blandos (Cnidaria: Anthozoa: Octocorallia) de las ofrendas 178 y 179 del Templo Mayor de Tenochtitlan,
México..... 97-104

González-Gándara, C.

Densidad, biomasa y estructura de tallas del pez león en el arrecife Tuxpan, Veracruz 105-114

Delgadillo-Nuño, M. A., M. A. Liñán-Cabello, M. Justel-Díez, E. Delgadillo-Nuño, T. Kono-Martínez, C. E. Galindo-Sánchez, R. A. Cabral-Tena y E. J. Carpizo-Ituarte

Dos biomarcadores de la plasticidad de la expresión génica en corales Pocillopora del arrecife Carrizales,
Pacífico Tropical Mexicano 115-125

Muñoz-Alfaro, A., A. P. Rodríguez-Troncoso, A. L. Cupul-Magaña, J. de J. A. Tortolero-Langarica y R. A. Cabral-Tena

Evaluación de la restauración activa mediante el índice de función arrecifal en arrecifes del Parque Nacional
Islas Marietas 127-137

Calderón-Aguilera, L. E.

El ecosistema mesofótico del archipiélago Espíritu Santo como refugio ante el cambio climático 139-148

Montalvo-Jaramillo, L. M., A. P. Rodríguez-Troncoso, A. L. Cupul-Magaña y R. A. Cabral-Tena

Funcionalidad física como indicador de disponibilidad de hábitat en Islas Marietas, Nayarit, México 149-156

Hermosillo-Núñez, B. B., L. E. Calderon-Aguilera, F. A. Rodríguez-Zaragoza y A. L. Cupul-Magaña

Estructura de la red trófica y simulaciones dinámicas en el ecosistema de arrecife rocoso de Yelapa,
Pacífico mexicano..... 157-167

Alvarado-Rodríguez, J. F., H. Nava, R. A. Cabral-Tena, C. O. Norzagaray-López y L. E. Calderon-Aguilera.

Contribución de los heterótrofos a la calcificación secundaria en arrecifes marginales del Pacífico mexicano 169-178

Medellín-Maldonado, F., R. Granja-Fernández, T. M. González-Mendoza, D. Garcia-Medrano, R. Cabral-Tena, L. Alvarez-Filip y A. López-Pérez	
Macrobioerosión de corales constructores de arrecifes y su impacto en la dinámica de carbonatos en los arrecifes de Huatulco, México.....	179-189
Navarrete-Torices, C. R., H. Reyes-Bonilla y R. A. Cabral-Tena	
Descripción de la funcionalidad física en los arrecifes de coral de Isla Espíritu Santo, La Paz, Baja California Sur	191-200
Cabral-Tena, R. A., F. Medellín-Maldonado, R. Granja-Fernández, T. M. González-Mendoza y A. López-Pérez	
Presupuesto de carbonato en el parche de arrecife de La Entrega, Oaxaca. Sur del Pacífico Mexicano	201-210
Morales-Domínguez, E., L. F. Álvarez-Sánchez y L. E. Calderon-Aguilera	
Variabilidad espacio temporal de la zona eufótica en Bahía de Banderas.....	211-222
Salcedo-Garduño, M. G., C. Reyes-Velázquez, I. Galaviz-Villa, M. del R. Castañeda-Chávez, F. Lango-Reynoso, y C. A. Dávila-Camacho	
Presencia de formas parasitarias de importancia zoonótica en arena de playas que inciden en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano	223-230
Peralta-Peláez, L. A., C. Peña-Montes, L. Hermida-Castellanos, O. de J. Huerta-Quero, C. Hernández-Álvarez, I. A. Mejía-Estrella y B. Sulbarán-Rangel	
Microplásticos en playas de la zona de influencia del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV), México	231-242
NOTAS CIENTÍFICAS	
Hernández-Aguilera, J. L., R. E. Toral-Almazán, J. A. Ruiz-Nuño y Nuno Simões	
Crustáceos estomatópodos y decápodos en 12 arrecifes coralinos del Golfo de México	243-249
Rivera-Ortega, J. y P. E. Thomé.	
Producción de pólipos clonales del organismo modelo <i>Exaiptasia diaphana</i> (Rapp, 1829)	251-255
Granja-Fernández, R., A. López-Pérez, O. Valencia-Méndez, C. Chapa-Balcorta, M. Flores-Ramírez, O. Domínguez-Domínguez, E. Torres-Hernández y M. Y. López-Arroyo	
Isla La Blanca, la comunidad coralina más suroriental del Pacífico mexicano	257-264
Meléndez-Rosas, R., G. García-Vázquez, M. Franco-Ortíz, H. Reyes-Bonilla, A. Cupul-Magaña, A. López-Pérez, S. Jaume-Schinkel, A. Ayala-Bocos, G. Pérez-Lozano, J. Rodríguez-Villalobos, I. Amador-Castro, J. Castrejón-Pineda, I. González-López, C. Godínez-Reyes, M. Salgado-Gallegos, E. Frías-Hernández, M. Cortés-Hernández y D. Saldierna-Calápiz	
Fortalecimiento del manejo y conservación de corales en Áreas Naturales Protegidas del Pacífico mexicano mediante una red colaborativa.....	265-271
Instrucciones para autores	273-276

HIDROBIOLÓGICA

A Journal from Departamento de Hidrobiología de la
Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa

VOLUME INDEX 33, NUMBER 2 • 2023

Medina-Rosas, P.

Eleven and counting: Analysis and numbers of the Mexican Coral Reefs Conference (2000-2022)..... I-VI

Carmona-Islas, C., J. Toto-Cobix, J. Santander-Monsalvo, C. Galicia-García and T. F. Hernández-Tamay

Bird communities of the Veracruz Reef System National Park islands87-96

Medina-Rosas, P., M. Á. Báez-Pérez and L. López-Luján

Soft corals (Cnidaria: Anthozoa: Octocorallia) of the offerings 178 and 179 of the Templo Mayor of Tenochtitlan,
Mexico.....97-104

González-Gándara, C.

Density, biomass, and size structure of lionfish in the Tuxpan reef, Veracruz.....105-114

Delgadillo-Nuño, M. A., M. A. Liñán-Cabello, M. Justel-Díez, E. Delgadillo-Nuño, T. Kono-Martínez, C. E. Galindo-Sánchez, R. A. Cabral-Tena and E. J. Carpizo-Ituarte

Two biomarkers of gene expression plasticity in Pocillopora corals from the Carrizales reef,
Mexican Tropical Pacific115-125

Muñoz-Alfaro, A., A. P. Rodríguez-Troncoso, A. L. Cupul-Magaña, J. de J. A. Tortolero-Langarica and R. A. Cabral-Tena

Evaluation of active restoration through the reef functional index in reefs of the Islas Marietas
National Park127-137

Calderón-Aguilera, L. E.

The mesophotic ecosystem of archipelago Espíritu Santo as a refuge from climate change139-148

Montalvo-Jaramillo, L. M., A. P. Rodríguez-Troncoso, A. L. Cupul-Magaña and R. A. Cabral-Tena

Physical functionality as an indicator of habitat availability in Islas Marietas, Nayarit, Mexico149-156

Hermosillo-Núñez, B. B., L. E. Calderon-Aguilera, F. A. Rodríguez-Zaragoza and A. L. Cupul-Magaña

Trophic network structure and dynamics simulations of the rocky-reef ecosystem of Yelapa,
Mexican Pacific.....157-167

Alvarado-Rodríguez, J. F., H. Nava, R. A. Cabral-Tena, C. O. Norzagaray-López and L. E. Calderon-Aguilera.

Contribution of heterotrophs to secondary calcification in marginal reefs of the Mexican Pacific169-178

Medellín-Maldonado, F., R. Granja-Fernández, T. M. González-Mendoza, D. Garcia-Medrano, R. Cabral-Tena, L. Alvarez-Filip and A. López-Pérez	
Macrobioerosion of the coral reef-building species and impact on carbonate budgets on the reefs of Huatulco, Mexico.....	179-189
Navarrete-Torices, C. R., H. Reyes-Bonilla and R. A. Cabral-Tena	
Description of physical functionality in the coral reefs of Isla Espíritu Santo, La Paz, Baja California Sur	191-200
Cabral-Tena, R. A., F. Medellín-Maldonado, R. Granja-Fernández, T. M. González-Mendoza and A. López-Pérez	
Carbonate Budget in the reef-patch of La Entrega, Oaxaca. Southern Mexican Pacific.....	201-210
Morales-Domínguez, E., L. F. Álvarez-Sánchez and L. E. Calderon-Aguilera	
Seasonal and spatial variability of the euphotic zone in Bahía de Banderas	211-222
Salcedo-Garduño, M. G., C. Reyes-Velázquez, I. Galaviz-Villa, M. del R. Castañeda-Chávez, F. Lango-Reynoso, and C. A. Dávila-Camacho	
Presence of parasitic forms of zoonotic importance in beach sand that affect the Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano	223-230
Peralta-Peláez, L. A., C. Peña-Montes, L. Hermida-Castellanos, O. de J. Huerta-Quero, C. Hernández-Álvarez, I. A. Mejía-Estrella and B. Sulbarán-Rangel	
Microplastics in beaches within the influence area of the Veracruz Reef System National Park (PNSAV), Mexico.....	231-242
SCIENTIFICS NOTES	
Hernández-Aguilera, J. L., R. E. Toral-Almazán, J. A. Ruiz-Nuño and Nuno Simões	
Stomatopod and decapod crustaceans in 12 coral reefs of the Gulf of Mexico	243-249
Rivera-Ortega, J. and P. E. Thomé.	
Production of clone polyps of the model organism <i>Exaiptasia diaphana</i> (Rapp, 1829).....	251-255
Granja-Fernández, R., A. López-Pérez, O. Valencia-Méndez, C. Chapa-Balcorta, M. Flores-Ramírez, O. Domínguez-Domínguez, E. Torres-Hernández and M. Y. López-Arroyo	
La Blanca Island, the southeasternmost coral reef community in the Mexican Pacific.....	257-264
MeléndeZ-Rosas, R., G. García-Vázquez, M. Franco-Ortíz, H. Reyes-Bonilla, A. Cupul-Magaña, A. López-Pérez, S. Jaime-Schinkel, A. Ayala-Bocos, G. Pérez-Lozano, J. Rodríguez-Villalobos, I. Amador-Castro, J. Castrejón-Pineda, I. González-López, C. Godínez-Reyes, M. Salgado-Gallegos, E. Frías-Hernández, M. Cortés-Hernández and D. Saldierna-CalápiZ	
Strengthening management and coral conservation in Natural Protected Areas from the Mexican Pacific Ocean through a collaborative networka	265-271
Instructions for authors	277-280

Dr. José Domingo Carriquiry Beltrán, como autor a Amilcar Cupul Magaña

La mañana del 26 de abril del 2023, tristemente recibí la noticia del fallecimiento de mi estimado y querido amigo José (Pepe) Carriquiry.

Oriundo de Ciudad Obregón, Sonora. Nos conocimos en Ensenada, Baja California siendo estudiantes en “Ciencias Marinas”, él en la generación 19 (1979-1984) y yo en la 18. Volvimos a coincidir cuando comencé a trabajar en el Instituto de Investigaciones Oceanológicas de la Universidad Autónoma de Baja California (UABC), donde Pepe estaba realizando su tesis de licenciatura, curiosamente fui parte de su comité de tesis y sinodal en su examen de grado. Una vez que concluyó exitosamente su tesis y presentó su examen, Pepe decidió estudiar el posgrado y se fue a Canadá a la Universidad de McMaster, donde estudió “Geología-Geoquímica”, bajo la dirección del Dr. Mike Risk y el Dr. Henry Swarckz, obteniendo su grado de doctor en ciencias en 1991. Una vez concluido su posgrado, Pepe se incorporó al Instituto de Investigaciones Oceanológicas de la UABC en 1989 como investigador del Departamento de Geología Marina; rápidamente, un año después, fue nombrado director de este, modificando el nombre y orientación del Departamento a Geoquímica Ambiental, iniciando así, sus primeros trabajos en geoquímica de corales.

En 1991, Pepe realizó su primera expedición al Archipiélago de Revillagigedo y a las costas de Jalisco y Nayarit, en esa expedición me tocó acompañarlo para realizar un largo viaje por carretera desde Ensenada hasta Manzanillo. En esa ocasión viajamos en una van cargada con cerca de 20 tanques de aire comprimido, equipos de buceo, maletas y alimentos, toda una travesía atravesando el desierto de Sonora en el inicio del verano, ¡Así era él!. En Manzanillo se unió a la expedición un joven estudiante que iniciaba su maestría en el Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), Héctor Reyes. Después de cumplir con los trámites en la Armada de México, abordamos un barco con destino a la isla Socorro. Después de un día de navegación comenzamos a avistar el volcán Everman, cumbre principal de la isla. Pasaban las horas y el viaje se hacía interminable bajo el intenso sol tropical y sobre la hirviente cubierta de hierro del barco, observando el volcán cada vez más grande, hasta que finalmente llegamos cerca del mediodía a la isla. Después de instalarnos en la isla, vino la realidad. No había posibilidades de apoyo de embarcación ni vehículo terrestre, así que con Pepe al frente, hacíamos largas caminatas por la planicie hasta llegar al acantilado de Bahía Braithwaite por donde descendíamos con el equipo de buceo hasta la playa, allí Pepe y Héctor hacían las inmersiones en busca de unas buenas cabezas de coral, que después me llevaban a la playa para obtener secciones de coral con una segueta. Una vez concluidas las actividades rudas, continuaban las discusiones académicas interminables entre Pepe y Héctor sobre la ciencia de corales, muy interesantes y enriquecedoras, por cierto. Después de una semana, cuando retornó el barco de Clarión, lo abordamos de regreso a Manzanillo para iniciar de ahí, el recorrido por la costa de Jalisco y Nayarit.

Después de esta expedición se realizaron otras dos a Cabo Pulmo, también para buscar colonias de coral que le sirvieran a Pepe para los estudios geoquímicos. No obstante, había un problema, en el Instituto no había el equipo necesario para este tipo de análisis. Como consecuencia, una de las metas de Pepe fue conseguir fondos para equipar el laboratorio y poder tener el equipo necesario para no depender de otras instituciones. Esta meta la cumple unos cuatro o cinco años después de su ingreso, tras someter un proyecto de infraestructura a CONAHCYT, con lo que logra equipar su laboratorio con un espectrómetro de masas de relación isotópica, entre otros equipos, con lo cual retoma e inicia una nueva línea de investigación en el Instituto. Previo a esto, Pepe participó en el megaproyecto institucional para el estudio del delta del Río Colorado y Alto Golfo de California, donde implementó otra nueva línea de investigación acerca de la biogeoquímica del sistema antiestuarino del Río Colorado donde, entre otros temas, coordinó la investigación de la dinámica del sedimento en suspensión, nutrientes y metales y su intercambio entre el sistema del río y el marino, así como los procesos de sedimentación en el delta, posteriores a la eliminación del flujo del Río Colorado. En el año de 1998, ya con el laboratorio equipado, Pepe pudo cristalizar su anhelo de poder muestrear Revillagigedo nuevamente. Dicha expedición se llevó a cabo en mayo-junio de 1998, donde participamos: él como líder de la expedición, dos estudiantes suyos (Pedro Medina y Alvin van Der Heiden) y un estudiante mío (Fabián Rodríguez) y quien esto escribe. La travesía se realizó en un catamarán de 50 pies (el “Algalita”) desde Ensenada hasta isla Clarión, una gran aventura pues nos tocó participar como tripulación, además de que finalmente se obtuvieron los núcleos de coral que sirvieron para las tesis y artículos de los estudiantes de Pepe.

Uno de los grandes consejos que me compartió Pepe cuando teníamos esas primero cortas y luego largas reuniones de inicio de semana en su oficina fue: “*Cuando uno se fija una meta, uno siempre tiene que perseverar para lograrla, no importando que tan altos sean los obstáculos para alcanzarla y, una vez lograda, continuar a la siguiente*”. El consejo se convirtió en enseñanza, pues además de predicarla, él siempre la puso en práctica; por ejemplo, nunca se dio por vencido para conseguir la infraestructura para desarrollar su investigación. Esta perseverancia lo llevó a realizar estancias posdoctorales con el apoyo de la Fundación Fulbright-García Robles y el CONAHCYT en la Universidad de California en San Diego, la Universidad de Barcelona en España y la Universidad de Harvard en Boston, donde además de compartir su conocimiento, buscaba aprender más técnicas de análisis, nuevas líneas de investigación

relacionadas con la paleoclimatología pero, sobre todo, pensando en como esto beneficiaría al desarrollo de la investigación en nuestro país y, lo más importante para él, transmitirlo a sus estudiantes para que tuvieran una mejor preparación. Toda esta actividad lo llevó a formar parte de distintos comités internacionales como el Comité directivo científico de PAGES-IGBP (Past Global Changes of the International Biosphere-Geosphere Program) en Berna, Suiza así como recibir numerosas distinciones a lo largo de su vida. Fue, según tengo entendido, el primer investigador en arrecifes en pertenecer al Sistema Nacional de Investigadores en el Nivel III; recibió, además, el reconocimiento al mérito académico en Ciencias Naturales y Exactas por parte de la UABC y el premio al Mérito Científico por parte del estado de Baja California en 2007.

Pepe difundió sus hallazgos en investigación en más de 100 ponencias en congresos nacionales e internacionales, impartió más de 30 conferencias magistrales y llegó a publicar más de 90 artículos en revistas nacionales e internacionales, dos libros y 16 capítulos en libros. De estos, destacan dos que él consideraba como los más trascendentales de su carrera publicados en "Palaios" y "Geochimica et Cosmochimica Acta", que versan sobre la utilización de isotopos estables de oxígeno y carbono en los esqueletos de coral para reconstruir la historia del calentamiento de los mares tropicales. Estas técnicas de análisis implementadas por Pepe generaron gran interés entre la comunidad científica quienes adoptaron esta nueva línea de investigación de utilizar esta herramienta geoquímica para poder identificar a el evento "El Niño" en el registro paleoceanográfico.

A pesar de los numerosos los logros académicos, para Pepe lo que más satisfacción le daba era la formación de recursos humanos, y a pesar de su recio carácter, afloraba su lado más humano, como el del padre que ve con orgullo cuando su hijo alcanza una meta. Él decía: *"Cada que se gradúa un estudiante mío es un triunfo, es lo que más disfruto, la publicación de un artículo no se compara con ver graduarse a un estudiante y recordar que cuando llegó a tu laboratorio no sabía nada del tema, pero cuando se va, es un experto a nivel nacional en su campo"*.

Por esto y por mucho más, siempre te recordaré como mi mejor amigo, colega, jefe, padre académico y hermano. Tu legado queda en las buenas manos de todos los estudiantes que formaste.

Prólogo

Héctor Reyes-Bonilla, Patricia Thomé, Rebeca Granja-Fernández, Lorenzo Álvarez Filip, Andrés López-Pérez

México es un país que cuenta con numerosos arrecifes coralinos, que abarcan aproximadamente 1,780 km² de superficie y están distribuidos en las costas del Golfo de California y el Pacífico oriental tropical, el Golfo de México y el oeste del Mar Caribe (Spalding et al., 2001; Santander-Monsalvo et al., 2018). Además, en sus aguas se encuentran un sin número de arrecifes rocosos o con ocurrencia ocasional de corales, predominantemente en la costa occidental de la península de Baja California y el norte del Golfo de California.

Estos ecosistemas comenzaron a estudiarse desde hace más de 200 años, cuando naturalistas de Estados Unidos y Europa llevaron a cabo las primeras descripciones de especies (Verrill, 1864; Heilprin, 1890), y desde entonces hasta la década de 1980, la investigación en arrecifes fue primordialmente conducida por expertos del extranjero (Jordán-Dahlgren & Rodríguez-Martínez, 2003; Glynn 2017). La creación de múltiples instituciones de investigación y de educación superior con sede en ciudades costeras y el centro de la república cambió el escenario y permitió que, desde hace tres décadas, los ecosistemas arrecifales de México sean estudiados principalmente por especialistas nacidos o avecindados en el país.

El presente número especial de la revista Hidrobiológica atestigua este cambio histórico y comprende el primer esfuerzo para presentar de manera conjunta una serie de trabajos que ilustran algunos de los temas que mayor interés despiertan actualmente en la comunidad científica nacional y panamericana especializada en el estudio de los arrecifes de coral. Junto con Brasil, México se encuentra entre los países panamericanos con más miembros en la Sociedad Internacional de Arrecifes Coralinos (ICRS por sus siglas en inglés) y con mayor contribución científica al respecto, además de que el capítulo mexicano es reconocido por la ICRS. La compilación fue realizada por editores invitados, en colaboración con los organizadores del XI Congreso Mexicano y II Congreso Panamericano de Arrecifes Coralinos, el cual se celebró en la ciudad y puerto de Veracruz en septiembre de 2022.

Este volumen consta de 19 colaboraciones escritas por 99 autores de 15 instituciones de educación superior e investigación nacionales y una extranjera, además de seis organizaciones de la sociedad civil y dos instituciones de gobierno. Las temáticas son muy variadas; abarcan desde artículos que continúan una larga tradición en el estudio de la investigación arrecifal en México, como los referidos a elencos taxonómicos, redes tróficas y ecología comunitaria, hasta resultados de estudios muy novedosos como los que conciernen a los organismos de la zona mesofótica, los microplásticos y la funcionalidad física de los arrecifes. Incluso, el volumen presenta artículos donde la ciencia ecológica se entrelaza con otras disciplinas aparentemente alejadas como son la ornitología, la arqueología y el manejo comunitario. Esta variedad de líneas de investigación evidencia la rápida evolución que está teniendo el estudio de los arrecifes de México, y hace patente que la comunidad nacional de investigadores y estudiantes no solo continúa realizando análisis sobre tópicos que a nivel mundial tienen alta relevancia en la actualidad, sino que abre caminos por vías de la interdisciplinariedad.

Es muy alentador constatar que el 58% de las autorías correspondieron a mujeres, y que el 47% de los trabajos presentados en este volumen especial llevan a una investigadora o estudiante encabezando la publicación. Este es un marcado contraste al tomar en cuenta que, durante las décadas previas, la proporción por parte de autoras era muy baja (Medina-Rosas, 2023). Las cifras arriba mencionadas hacen evidente la relevancia que están cobrando las mujeres en la comunidad académica dedicada al estudio de los arrecifes en México, no solo como resultado de su creciente número en los programas de licenciatura y posgrado en Ciencias de Mar en México, sino también porque gracias a su esfuerzo en la arena profesional, están logrando cada vez mayor balance y paridad de género en la producción científica. Igualmente, importante es el hecho que el 79% de los trabajos publicados en el presente volumen están liderados por personas menores de 40 años. El gran empuje de estas generaciones perfila un excelente futuro para el estudio de los ecosistemas arrecifales de México, y sinceramente esperamos que los jóvenes investigadores reclamen pronto el lugar que les corresponde dentro de la comunidad académica.

Para concluir, los editores de este número agradecemos a la Dra. María del Rocío Torres-Alvarado, Editora General de la revista Hidrobiológica, por la confianza en albergar el primer número resultado del Congreso Mexicano y Panamericano de Arrecifes Coralinos. Además, queremos hacer un reconocimiento a la Hidrobióloga Liliana Cassandra López de la Rosa por todo el apoyo que el grupo ha recibido a lo largo de todo el proceso. Estamos en deuda con ustedes. Así mismo, expresamos un agradecimiento especial a los revisores de cada uno de los artículos contenidos en este número. Pero, sobre todo, damos las gracias a los autores de los trabajos, a sus colegas, estudiantes y a todas las personas que, en instituciones académicas, organizaciones de la sociedad civil, agencias de gobierno y comunidades, están contribuyendo activamente y aportando sus diversos conocimientos y formas de entender el funcionamiento de los arrecifes de coral y roca en México. Gracias a este esfuerzo conjunto, el país tiene la invaluable oportunidad de manejar estos ecosistemas de la mejor manera y de conservarlos para que las futuras generaciones puedan gozar de los servicios que ofrecen.

REFERENCIAS

- GLYNN, P. W. 2017. History of Eastern Pacific coral reef research. *In: Glynn, P., D. Manzello, I. Enochs (Eds.). Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific. Coral Reefs of the World, vol 8.* Springer, Dordrecht, pp. 1-37. https://doi.org/10.1007/978-94-017-7499-4_1
- HEILPRIN, A. 1890. The corals and coral reefs of the western waters of the Gulf of Mexico. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 42: 303-316.
- JORDÁN-DAHLGREN, E. & R. E. RODRÍGUEZ-MARTÍNEZ. 2003. The Atlantic coral reefs of Mexico. *In: Cortés, J. (Ed.). Latin American coral reefs.* Elsevier, Amsterdam. pp. 131-158. <https://doi.org/10.1016/B978-044451388-5/50007-2>
- LAMARCK, J. B. M. 1818. Histoire naturelle des animaux sans vertèbres. Deterville/Verdière, Paris, 612 p. <http://www.biodiversitylibrary.org/item/46337>
- MEDINA-ROSAS, P. 2023. Once y contando: “Numeralia” y análisis del Congreso Mexicano de Arrecifes Coralinos. *Hidrobiológica* 33(2): I-VI
- SANTANDER-MONSALVO, J., I. ESPEJEL & L. ORTIZ-LOZANO. 2018. Distribution, uses, and anthropic pressures on reef ecosystems of Mexico. *Ocean & Coastal Management* 165: 39-51. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.08.014>
- SPALDING, M., C. RAVILIOUS & E. P. GREEN. 2001. *World Atlas of coral reefs.* University of California Press, Berkeley, 416 p. <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/30238>
- 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 Harvard* 1: 29-60. <https://www.biodiversitylibrary.org/part/298628>

Once y contando: *Numeralia* y análisis del Congreso Mexicano de Arrecifes Coralinos (2000-2022)

Eleven and counting: Numbers and analysis of the Mexican Coral Reefs Conference (2000-2022)

Pedro Medina-Rosas

Recibido: 02 de abril de 2022.

Aceptado: 02 de agosto de 2022.

Publicado: agosto de 2023.

RESUMEN

Antecedentes. Los congresos son reuniones científicas donde se presentan los avances y resultados de estudios recientes. En México, el primer congreso sobre arrecifes coralinos se realizó en 2000 en Veracruz, y desde entonces se han realizado bianualmente hasta completar once ediciones en 2022. **Objetivos.** Realizar una relatoría y analizar las tendencias relevantes de los trabajos que se han presentado en los Congresos Mexicanos de Arrecifes Coralinos con el fin de entender la historia de estas reuniones y los estudios sobre arrecifes coralinos en México. **Métodos.** Se revisaron las memorias y documentos producidos en los once Congresos Mexicanos de Arrecifes Coralinos, celebrados en México desde 2000 hasta 2022, para analizar los trabajos presentados, conferencias magistrales, sedes y demás aspectos relacionados con los congresos. **Resultados.** Se han realizado once congresos y en ellos se han presentado casi 1,600 trabajos, con un promedio de casi 150 trabajos por congreso, presentados en forma oral y como poster. El número de presentaciones en cada formato ha variado, pero en las dos últimas ediciones han sido cercanamente similares. Se ha incrementado el número de autores por trabajo, así como la participación de mujeres. Las conferencias magistrales han sido impartidas mayoritariamente por hombres, pero en los últimos dos congresos ha habido un cambio en los valores y actualmente se procura la equidad de género. **Conclusiones.** El número de colaboradores y mujeres participantes en los trabajos presentados ha aumentado. La situación actual crítica de los arrecifes coralinos y sus organismos requiere mayores esfuerzos, diferentes aproximaciones y cambios de paradigmas en varias áreas del conocimiento. Estos esfuerzos, así como el intercambio de ideas y conocimiento, se favorecen en estos congresos, por lo que es indispensable que se sigan realizando y apoyando en el futuro.

Palabras clave: arrecifes, corales, estudios, reuniones científicas.

ABSTRACT

Background. Conferences are scientific meetings where the advances and results of recent studies are presented. In Mexico, the first conference on coral reefs was held in 2000 in Veracruz, and since then they have been held biannually until completing eleven editions in 2022. **Objectives.** Make a report and analyze the most relevant trends of the works that have been presented at the Mexican Coral Reef Conferences in order to understand the history of these meetings and the studies on coral reefs in Mexico. **Methods.** The abstract book and documents produced during the eleven Mexican Coral Reef Conferences, held in Mexico from 2000 to 2022, were reviewed to analyze the studies presented, keynote speakers, venues and other aspects related to the conferences. **Results.** Eleven conferences have been held and almost 1,600 studies have been presented in them, with an average of almost 150 works per conference, presented both orally and as a poster. The number of presentations in each format has varied, but in the last two editions they have been closely similar. The number of authors per paper has increased, as has the participation of women. The keynote speakers have been mostly men, but in the last two conferences there has been a change in the values and gender equality is currently being sought. **Conclusions.** The number of collaborators and women participating in the studies presented has increased. The current critical situation of coral reefs and their organisms requires greater efforts, different approaches, and paradigm shifts in several areas of knowledge.

Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de la Costa. Av. UdeG 203, Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, 48280. México.

***Corresponding author:**

Pedro Medina-Rosas: pedro.medina@cuc.udg.mx

To quote as:

Medina-Rosas, P. 2023. Once y contando: *Numeralia* y análisis del Congreso Mexicano de Arrecifes Coralinos (2000-2022). *Hidrobiológica* 33 (2): I-VI.

These efforts, as well as the exchange of ideas and knowledge, are favored in these conferences, so it is essential that they continue to be carried out and supported in the future.

Keywords: corals, reefs, scientific meetings, studies.

Los congresos científicos son una forma relevante de transmitir el conocimiento ya que en ellos se comparten y discuten proyectos e ideas (Sarabipour *et al.*, 2021) a través de la presentación de los resultados de los estudios, tradicionalmente de forma oral o en formato de cartel o póster. Además, estas reuniones fomentan la colaboración y los contactos entre estudiantes, investigadores y demás actores interesados en un tema. En el caso de los arrecifes coralinos, la principal reunión de especialistas a nivel mundial se lleva a cabo durante el Simposio Internacional de Arrecifes Coralinos que se inició en 1969 en India y se han celebrado en 15 ocasiones, la última en Alemania en 2022. Adicionalmente, eventos continentales se llevan a cabo en Europa, el sureste de Asia y América Latina.

En el caso de México, hasta antes del año 2000, los resultados de las investigaciones realizadas en arrecifes coralinos se presentaban en congresos de diversas temáticas, como los organizados por las sociedades nacionales de zoología, ictiología y oceanografía. Esto cambió en el año 2000, cuando se realizó el primer Congreso Nacional de Arrecifes Coralinos en el Puerto de Veracruz, Veracruz. En el siguiente congreso (llevado a cabo en Puerto Ángel, Oaxaca, en 2003) el evento cambió de nombre por el que actualmente ostenta (Congreso Mexicano de Arrecifes Coralinos - CMAC) y se propuso la formación de la Sociedad Mexicana de Arrecifes Coralinos (SOMAC), que fue constituida el 28 de enero de 2005. La coordinación del tercer congreso (Cancún, Quintana Roo, 2006) estuvo a cargo de las instituciones sede y la SOMAC, pauta que se ha mantenido desde entonces.

Con el paso de los años, el CMAC se ha convertido en el principal sitio de encuentro de la comunidad de investigadores, tomadores de decisiones y estudiantes interesados en los arrecifes de México. Las reuniones han atestiguado notables cambios en relación con los asistentes, las instituciones participantes y principalmente, en los temas que han sido de interés de la comunidad de acuerdo al momento histórico. Además, estos congresos reflejan el notable crecimiento que la ciencia arrecifal ha tenido en el país, por lo que representan un acervo histórico de gran relevancia.

El objetivo de este trabajo fue analizar los trabajos que se han presentado en los CMAC, para rescatar las tendencias históricas y el avance en el conocimiento de los procesos y organismos arrecifales de México. Después de más de 20 años de historia y once reuniones, hacer el recuento histórico permite tener un mejor entendimiento de la evolución de la reunión científica y de los estudios que se han realizado en México, además de que permite determinar los cambios en las tendencias que ha experimentado la comunidad científica mexicana que estudia los arrecifes.

Para realizar el estudio, se revisaron las memorias y documentos de los once Congresos Mexicanos de Arrecifes Coralinos, celebrados desde 2000 hasta 2022, que están disponibles en el sitio web de la SOMAC (www.somac.org.mx).

En Veracruz se realizó el primer congreso en 2000, y ahí mismo se realizó el onceavo en 2022, todas las sedes de los Congresos Mexicanos de Arrecifes Coralinos se incluyen en la Tabla 1. La alternancia

de sedes en ambas costas de México se ha mantenido hasta la fecha, detalle determinante para que personas de todo el país tengan la oportunidad de participar.

A partir del segundo congreso (Puerto Ángel, Oaxaca, 2003), se acordó programar las reuniones de manera bianual, y en años que no coincidieran con el simposio internacional (que se celebra cada cuatro años). Esta temporalidad de los CMAC se ha logrado, excepto en dos ocasiones, debido a eventos particulares como el huracán Wilma, que impidió realizar el congreso originalmente planeado para 2005 en Cancún, o la pandemia ocasionada por COVID-19 que pospuso el último congreso en Veracruz de 2021 a 2022 para que pudiera ser presencial.

Las sedes de los congresos han sido en instalaciones de instituciones académicas, pero también en centros de convenciones y hoteles (Tabla 1), para dar espacio a una asistencia que ha ido en aumento; por ejemplo, el último congreso (Veracruz 2022) albergó aproximadamente a 400 personas.

En los once CMAC se han presentado un total de 1,597 trabajos de forma oral y en cartel, con un promedio de 145 trabajos por congreso; la cifra mínima fue de 71 y el máximo de 255 (Tabla 2). En las primeras cuatro reuniones hubo menos de 100 presentaciones, pero la cantidad ha presentado una tendencia positiva ($R^2= 0.43$), como un reflejo de la cada vez mayor, comunidad científica interesada en realizar estudios en los arrecifes de coral. Otro motivo por el cual la cantidad de trabajos ha ido al alza es que cada vez participaban más personas provenientes de otros países de América Latina y Estados Unidos y, debido a esa circunstancia, en 2013 y 2022, el CMAC se llevó a cabo de manera paralela con el Congreso Panamericano de Arrecifes Coralinos.

Del total de los trabajos presentados, 51% han sido de forma oral. El número de carteles comenzó siendo bajo (18% en el primer CMAC), ya que la relativa baja asistencia permitía que la mayoría de los ponentes ofrecieran los resultados de su investigación de manera oral. Sin embargo, a partir de la década pasada, los números se invirtieron y hay una clara tendencia a aumentar la cantidad de exposiciones ($R^2= 0.37$) de tal forma que, en la reunión efectuada en Veracruz en 2022, los carteles representaron 71% de los trabajos, lo que evidencia que el número de sesiones para comunicar los resultados de investigación de forma oral es insuficiente para albergar el creciente número de trabajos (Tabla 2).

Con base en el número de exposiciones orales se ha definido el tiempo de duración de cada congreso; en un inicio los CMAC duraban tres días, en la última década lo normal es que duren cuatro y hasta cinco días completos, los cuales abarcan las actividades propias del congreso, así como otras que incluyen cursos, talleres y viajes de buceo. En congruencia con lo anterior, los primeros siete congresos se llevaron a cabo en una sola sala, lo que permitía la presencia de los asistentes para escuchar todos los trabajos. Sin embargo, al aumentar el interés en participar en el CMAC, los organizadores se han visto obligados a tener hasta tres salas simultáneas. Tomando todas las reuniones en consideración, el número de presentaciones orales ha variado de 12 a 37 en un día particular, con un promedio de 15 (Tabla 2).

Los tiempos de exposición también han cambiado en función a la audiencia, aunque generalmente se han destinado 15 minutos, con excepción del CMAC celebrado en Puerto Vallarta, Jalisco, en el cual se asignaron tiempos específicos para investigadores y estudiantes de licenciatura, maestría y doctorado.

Tabla 1. Sede y fecha de realización del Congreso Mexicano de Arrecifes Coralinos. Para cada congreso se incluye la información de la ciudad, estado y fecha en que se realizó. La sede y organizador se refiere a la institución que organizó la reunión. La costa de México indica la alternancia donde se realizan los congresos.

	Ciudad	Estado	Costa	Año	Fecha	Sede	Organizador
1	Veracruz	Veracruz	Atlántico	2000	28 jun-1 jul	Acuario	UV y AC
2	Puerto Ángel	Oaxaca	Pacífico	2003	5-7 nov	Universidad	UMAR
3	Cancún	QR	Atlántico	2006	28-30 mar	Hotel	UNAM y ECOSUR
4	La Paz	BCS	Pacífico	2007	24-26 oct	Universidad	UABCS
5	Tuxpan	Veracruz	Atlántico	2009	24-26 jun	Hotel	UV
6	Ensenada	BC	Pacífico	2011	24-26 ago	Centro Convenciones	UABC
7	Mérida	Yucatán	Atlántico	2013	8-11 oct	Universidad	UNAM CINVESTAV UADY
8	PV	Jalisco	Pacífico	2015	19-22 may	Universidad	UdeG
9	Chetumal	QR	Atlántico	2017	14-16 jun	Universidad	ECOSUR UQRoo
10	Manzanillo	Colima	Pacífico	2019	2-5 abr	Universidad	UCol
11	Veracruz	Veracruz	Atlántico	2022	26-30 sep	Hotel	UV

Abreviaturas: BC: Baja California, BCS: Baja California Sur, PV: Puerto Vallarta, QR: Quintana Roo. UV: Universidad Veracruzana; AC: Acuario de Veracruz; UMAR: Universidad del Mar; UNAM: Universidad Nacional Autónoma de México; ECOSUR: El Colegio de la Frontera Sur; UABCS: Universidad Autónoma de Baja California Sur; UABC: Universidad Autónoma de Baja California; CINVESTAV: Centro de Investigación y de Estudios Avanzados; UADY: Universidad Autónoma de Yucatán; UdeG: Universidad de Guadalajara; UQRoo: Universidad de Quintana Roo; UCol: Universidad de Colima.

Tabla 2. Numeral de presentaciones por cada reunión del Congreso Mexicano de Arrecifes Coralinos. Las columnas de orales y cartel corresponden al número de trabajos que se presentaron en forma de cartel en cada congreso, con su respectivo total. % P representa el porcentaje de trabajos presentado en ese formato en cada congreso. La columna O:P corresponde a la proporción de trabajos presentados de forma oral y cartel. Las últimas cuatro columnas corresponden a la duración de los congresos (en días), el número de salas donde hubo presentaciones orales y las presentaciones por día (P/día) y por sala (P/sala).

	Ciudad	Estado	Año	Orales	Cartel	Total	% P	O:P	Días	Salas	P/día	P/sala
1	Veracruz	Veracruz	2000	71	20	91	22	3.6	4	2	17.8	8.9
2	Puerto Ángel	Oaxaca	2003	58	13	71	18	4.5	3	2	19.3	9.7
3	Cancún	QR	2006	51	111	162	69	0.5	3	1	17.0	17.0
4	La Paz	BCS	2007	46	49	95	52	0.9	3	1	15.3	15.3
5	Tuxpan	Veracruz	2009	78	53	131	40	1.5	3	1	26.0	26.0
6	Ensenada	BC	2011	36	90	126	71	0.4	3	1	12.0	12.0
7	Mérida	Yucatán	2013	149	106	255	42	1.4	4	3	37.3	12.4
8	PV	Jalisco	2015	60	51	111	46	1.2	4	1	15.0	15.0
9	Chetumal	QR	2017	59	110	169	65	0.5	3	1	19.7	19.7
10	Manzanillo	Colima	2019	82	99	181	55	0.8	4	1	20.5	20.5
11	Veracruz	Veracruz	2022	125	80	205	39	1.6	4	2	31.3	15.6
			TOTAL	815	782	1597	49					
			Promedio	74	71	145	47	1.5	3.5	1.5	21.0	15.6
			Min	36	13	71	18	0.4	3.0	1.0	12.0	8.9
			Max	149	111	255	71	4.5	4.0	3.0	37.3	26.0

Nota: En la parte baja se incluyen los valores totales donde corresponde y los valores de promedio, mínimo (Min) y máximo (Max) de cada columna. Mismas abreviaturas que en Tabla 1.

En relación con el número de autores que presentaron trabajos en cada congreso, en los CMAC se han registrado un total de 3,747 autores en 1,597 trabajos. Esto se debe a que la mayoría de los trabajos son elaborados por varios autores y al hecho de que muchos investigadores establecidos aparecen en varias presentaciones, donde participan con diferentes estudiantes y personas adscritas a sus grupos de trabajo. Sin embargo, a partir del sexto congreso (Ensenada, Baja California, 2011), se tiene la política de que una persona puede presentar como primer autor solo un trabajo en cada modalidad (oral y cartel), aunque participe en otros.

El número total de presentadores ha variado entre congresos, desde un mínimo de 120 hasta más de 650, con un promedio de 341 (Tabla 3). En cuanto al número de los autores que participaron en cada presentación oral o cartel, la cifra ha ido en aumento ($R^2= 0.57$), de un mínimo de 1.7 personas por trabajo, hasta un máximo de 2.7 (Tabla 3). Los autores de los trabajos de investigación han sido predominantemente del sexo masculino, aunque la proporción ha disminuido recientemente (Tabla 3; $R^2= 0.44$); durante el último CMAC realizado en Veracruz en 2022, hubo 1.2 hombres por cada autora.

Respecto a los conferencistas magistrales (48 investigadores), 39 han sido hombres (81%) y 9 (19%) mujeres, con un promedio de cuatro ponencias por congreso, y con un mínimo de dos y máximo de siete (Tabla 4). Los expositores provenían de 21 instituciones extranjeras y 27 mexicanas; de estas, 13 conferencistas estaban adscritos a la Uni-

versidad Nacional Autónoma de México, con la Unidad Académica de Sistemas Arrecifales de Puerto Morelos, Quintana Roo, como principal representante. Los ponentes magistrales extranjeros pertenecieron a ocho países (por orden de aparición): Estados Unidos, Cuba, Costa Rica, Canadá, Puerto Rico, Inglaterra, Australia y Panamá. Hubo dos congresos solo con conferencistas nacionales, y dos con solo extranjeros, en el resto hubo presencia de ambos tipos.

De acuerdo a la temática de cada estudio, los trabajos presentados en los congresos se han dividido en sesiones temáticas, generalmente más de diez sesiones, con un máximo de 14 (Tabla 5). El promedio de sesiones fue de 8.3 por congreso y el mayor número de trabajos ha sido relacionado con cuestiones ecológicas, tanto de corales como de arrecifes. También se han organizado sesiones que solo han sido presentadas en un solo congreso, como la de hidrodinámica, biogeoquímica de arrecifes, comunicación de la ciencia y la específica del coral del género *Acropora*. Asimismo, hay algunas temáticas que se han presentado en varios congresos, pero no consecutivos, como Sistemas de Información Geográfica (SIG) y enfermedades. En años recientes, debido a la evolución del conocimiento, ha habido espacios particulares dentro de los congresos dedicados al análisis del cambio climático y la restauración (Tabla 5).

La organización de congresos temáticos tiene sus complicaciones pues cada evento es dirigido por diferentes personas, en distintas ciudades y bajo el patrocinio de diversas instituciones. Por lo tanto, llegar

Tabla 3. Número de participantes por reunión del Congreso Mexicano de Arrecifes Coralinos. Las columnas de hombres y mujeres corresponden al número de participantes en los trabajos presentados por cada género en cada reunión, con su respectivo total. La columna de autores por trabajo corresponde al número promedio de autores que presentaron los trabajos en cada congreso. H:M corresponde al número de hombres con respecto a mujeres en cada congreso (un valor cercano a uno indica igualdad de género).

	Ciudad	Estado	Año	Hombres	Mujeres	Total	Autores por trabajo	H:M
1	Veracruz	Veracruz	2000	112	70	182	2.0	1.6
2	Puerto Ángel	Oaxaca	2003	83	37	120	1.7	2.2
3	Cancún	QR	2006	222	104	326	2.0	2.1
4	La Paz	BCS	2007	116	76	192	2.0	1.5
5	Tuxpan	Veracruz	2009	219	112	331	2.5	2.0
6	Ensenada	BC	2011	185	89	274	2.2	2.1
7	Mérida	Yucatán	2013	395	261	656	2.6	1.5
8	PV	Jalisco	2015	153	115	268	2.4	1.3
9	Chetumal	QR	2017	271	185	456	2.7	1.5
10	Manzanillo	Colima	2019	257	193	450	2.5	1.3
11	Veracruz	Veracruz	2022	273	219	492	2.4	1.2
			Total	2286	1461	3747	2.3	1.6
			Promedio	208	133	341	2.3	1.7
			Min	83	37	120	1.7	1.2
			Max	395	261	656	2.7	2.2

Nota: En la parte baja se incluyen los valores totales donde corresponde, y los valores de promedio, mínimo y máximo de cada columna. Mismas abreviaturas que en Tabla 2.

Tabla 4. Número de conferencias magistrales por cada edición del Congreso Mexicano de Arrecifes Coralinos. Se incluye la proporción de hombres y mujeres que presentaron en cada congreso (segunda columna H:M). El total por congreso se incluye entre paréntesis. Se incluye si son mexicanos o extranjeros, y se considera la nacionalidad de la institución a la que pertenece el conferencista.

#	H:M	Mexicanos	Extranjeros
1	6:0 (6)	6	0
2	2:1 (3)	3	0
3	2:1 (3)	0	3
4	3:0 (3)	2	1
5	2:0 (2)	1	1
6	7:0 (7)	4	2
7	6:1 (7)	2	5
8	2:2 (4)	3	1
9	4:1 (5)	4	1
10	4:1 (5)	2	3
11	2:2 (4)	0	4
Total	39:9 (48)	27	21

a once congresos en 22 años, debe verse como un esfuerzo loable que refleja no solo el interés de los organizadores y participantes, sino el ánimo de los miembros de la SOMAC quienes mantienen vivo los CMAC con los diversos estudios sobre arrecifes coralinos de México.

En el país hay varias instituciones que llevan a cabo investigación en ecosistemas arrecifales, pero no todas tienen la capacidad técnica o la cantidad de personal suficiente para organizar un evento que congrega, ya casi, a 400 personas. Por lo tanto, no debe sorprender que eventualmente las futuras sedes del CMAC (ciudades e instituciones) se repitan, aunque aún existen excelentes opciones en el Pacífico, como la Unidad Académica de la UNAM en Mazatlán, Sinaloa; la Facultad de Ecología Marina de la Universidad Autónoma de Guerrero en Acapulco, o la Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación ubicada en Zihuatanejo, que depende de la Escuela Nacional de Estudios Superiores de la UNAM en Morelia. En el Atlántico también hay otras posibilidades en la Universidad Autónoma de Campeche, la Universidad Autónoma de Yucatán y la Universidad de Quintana Roo. Finalmente, las instituciones que no están en la costa del país (como la UNAM en la Ciudad de México y la Universidad de Guadalajara, con varias sedes en Jalisco) también podrían ser sedes ya que reúnen todas las condiciones e instalaciones para alojar el congreso.

El formato considerado para organizar un CMAC con un máximo de dos salas se considera adecuado, ya que permite que los asistentes puedan escuchar al menos la mitad de las presentaciones, sin embargo, limita la cantidad de trabajos de formato oral. Si se considera la cada vez mayor audiencia interesada en esta reunión y en el tema de los arrecifes, es predecible que el número de carteles vaya a elevarse gradualmente hasta un límite determinado por la disponibilidad física de espacio adecuado en las sedes. Esto no debe verse necesariamente

Tabla 5. Temas y sesiones en cada Congreso Mexicano de Arrecifes Coralinos. El primer número indica el CMAC correspondiente. En cada congreso ha habido diferente número y contenido de sesiones. En el primer y cuarto congreso no hubo temas específicos en las memorias.

1. No hubo sesiones en memorias.
2. Manejo y conservación, Biogeografía, Biogeoquímica, Arrecifes artificiales, Ecología, Flora y fauna asociada, Oceanología, Taxonomía.
3. Ecología de comunidades y diversidad biológica de organismos asociados a los arrecifes de coral, Ecofisiología genética y farmacología, Trabajos panorámicos, Conservación y manejo, Dinámica poblacional, Oceanografía y geomorfología, Taxonomía.
4. No hubo sesiones en memorias.
5. Taxonomía y ecología de corales, Fisiología, genética y toxicología, Taxonomía y ecología de comunidades arrecifales, Oceanografía y SIG, Taxonomía y ecología de peces, Conservación y manejo.
6. Procesos ecológicos en ecosistemas arrecifales, Biodiversidad en sistemas arrecifales, Evolución y conservación de ecosistemas arrecifales, Conservación, restauración y manejo de arrecifes, Resiliencia de arrecifes, Conectividad arrecifal, Enfermedades y blanqueamiento de corales, Procesos socio-ecológicos en el ambiente arrecifal, Condición actual y tendencias de los arrecifes de coral, Calcificación y crecimiento de corales, Organismos arrecifales como registros de cambio ambiental, Hidrodinámica y oceanografía de sistemas arrecifales, Peces y pesquerías en zonas arrecifales, Cambio climático y arrecifes de coral.
7. Biodiversidad y resiliencia, Monitoreo y evaluación, Manejo y conservación, Fisiología y biología, Aspectos socio-económicos, SIG, modelación y percepción remota, Geología, Cambio climático, Conectividad.
8. Biodiversidad y resiliencia, Conectividad, *Acropora*, Fisiología y biología de organismos, Aspectos socio-económicos, Manejo y conservación, Geología de los arrecifes de coral, Evaluación y monitoreo, Impactos del cambio climático en arrecifes de coral, Fisiología y biología de organismos, SIG, percepción remota y modelación.
9. Conectividad, ecología trófica, interacciones, Comunidades arrecifales, flora y fauna, Manejo, restauración y monitoreo, Genética, biología molecular, fisiología y crecimiento, Impacto y especies invasoras, Sistemática, Turismo y pesquerías.
10. Taxonomía y biodiversidad, Comunicación de la ciencia, Sistema de carbonatos, esclerocronología y registros ambientales, Enfermedades y otras amenazas, Impacto del cambio global y acidificación del océano, Restauración, Efectividad de las áreas marinas protegidas, Resiliencia, reorganización y conectividad.
11. Especies, poblaciones y ecología, Impactos, contaminación y cambio climático, Funciones, servicios ecosistémicos y manejo (restauración), Fisiología y biología molecular, Difusión y educación ambiental, SIG y nuevas técnicas de investigación en arrecifes.

como un inconveniente si se piensa que la sesión de carteles permite un excelente y directo intercambio académico en el que los presentadores y los interesados pueden intercambiar experiencias e ideas de forma eficiente.

Por otra parte, debido a que el número de presentaciones orales está limitado por el tiempo disponible durante el día laboral y por el espacio (número de salas), una recomendación para futuros congresos pudiera ser incluir diferentes formatos de presentaciones, como por ejemplo videos, presentaciones rápidas de tres minutos, o algunas otras que también fomenten el intercambio de conocimiento y futuras colaboraciones. Además, se debe considerar extender las presentaciones de trabajos a cinco días, que apoyaría a que más personas puedan ofrecer sus investigaciones de forma oral. Un buen balance entre el número de días, salas y trabajos, permitirá que el CMAC siga representando una experiencia académica interesante para los participantes.

El análisis de los datos que acompañan a los trabajos presentados en los congresos, evidencia detalles que pueden mejorar el registro histórico para una mejor comprensión de la evolución del estudio de arrecifes en el país. Por ejemplo, citar las instituciones de todos los coautores, o anotar si el primer autor es un estudiante, y su grado académico.

En cuanto a los autores de los trabajos presentados en los congresos, el número ha aumentado recientemente y ya se cuenta con más de 400 personas que han participado en los trabajos. Este incremento se debe principalmente a la participación de estudiantes de todos los niveles académicos, así como del personal de organizaciones de la sociedad civil y agencias del gobierno federal, además de investigadores jóvenes ya adscritos a universidades y centros de investigación. Asimismo, el grado de colaboración entre instituciones nacionales e internacionales es cada vez más elevado, lo que tiene relación con el aumento en el número de autores por trabajo presentado.

Un resultado digno de remarcar es que el número de mujeres participantes en los congresos ha aumentado notablemente, a tal grado que la dominancia inicial de varones en los primeros congresos ha ido disminuyendo en ediciones recientes y en el último congreso hubo una proporción prácticamente idéntica. La tendencia actual refleja la realidad de las ciencias del mar en México donde, de acuerdo a los anuarios de ANUIES (www.anui.es.mx), en prácticamente todos los programas de licenciatura y posgrado del país hay prevalencia de mujeres. En futuras ediciones, esperemos que la dominancia de las mujeres en los congresos no solo vaya acorde con la tendencia nacional, sino que se vuelva un referente para futuras niñas que sientan interés por las ciencias del mar. Por lo anterior, hay una tendencia a que la investigación arrecifal en México indudablemente será dirigida por aún más investigadoras en el futuro próximo.

En cuanto a las conferencias magistrales, el número de presentadores de instituciones mexicanas es mayor que el de los extranjeros, en gran medida debido a que con el transcurrir del tiempo existen menos fondos disponibles para invitar investigadores extranjeros. No obstante, la SOMAC ha hecho esfuerzos por obtener fondos para mantener la presencia de investigadores extranjeros, situación que permite a los estudiantes de todos los niveles académicos presenciar y convivir con expertos de talla mundial en cada reunión bianual, lo cual hace aún más atractivo los CMAC.

La separación por temas o sesiones permite agrupar los estudios de acuerdo a su naturaleza, y para tener una mayor organización durante el congreso. Los temas de las sesiones reflejan los intereses de investigación que atraen a los investigadores, y en el caso del CMAC, han ido cambiando notablemente. En un inicio predominaron los aspectos descriptivos iniciales (listados de especies y nuevos registros), transitaron hacia indicadores de biodiversidad y recientemente, la atención se ha centrado en aspectos como la diversidad funcional, el uso de tecnologías avanzadas de imágenes para denotar la complejidad física de los arrecifes, la restauración de arrecifes y los escenarios de respuesta de los organismos arrecifales al cambio climático. Este cambio de intereses demuestra que la comunidad de investigadores y estudiantes de sistemas arrecifales en México es notablemente activa y que además de mantenerse actualizada en relación con el estado del arte a nivel mundial, tiene investigaciones aplicadas a las necesidades sociales del país, principalmente enfocadas al manejo y la conservación.

La búsqueda de apoyos financieros para respaldar eventos científicos cada vez es más competida y algunos fondos incluyen criterios que consideran un mayor número de mujeres, estudiantes de pre y posgrado, así como la inclusión de minorías en los congresos (Sarabipour *et al.*, 2021). Por lo tanto, es necesario ampliar el horizonte tradicional de participación y fomentar diferentes opciones para motivar a los interesados en realizar estudios en los arrecifes coralinos a que participen en los CMAC, y que de esa manera se eleve el perfil de la reunión.

Finalmente, el conocimiento que se produce y presenta en los congresos necesita llegar al público que no tiene formación científica, y una forma de lograrlo es a través de ruedas de prensa y notas periodísticas (Schwartz *et al.*, 2002), tanto en los medios locales como nacionales, que en la mayoría de los congresos se ha logrado, aunque es necesario incluir notas de prensa o manifiestos que resulten de la reunión de los participantes del congreso y que se incluyan en las memorias o sitios web de los congresos. Esto permitirá llevar el conocimiento a más personas en la comunidad y tener una sociedad más conectada con la ciencia, en particular sobre los arrecifes coralinos.

AGRADECIMIENTOS

A los que han organizado los Congresos Mexicanos de Arrecifes Coralinos y a todos los participantes y asistentes, así como a los que han apoyado de diferente forma, no solo económicamente, cada congreso. Además, a todos los voluntarios de las diferentes sedes, sin ellos los congresos no serían posible. Espero que vengan muchos más congresos, porque eso significa que la ciencia enfocada a entender y proteger los arrecifes coralinos avanza.

REFERENCIAS

- SARABIPOUR, S., A. KHAN, Y. F. S. SEAH, A. D. MWAKILILI, F. N. MUMOKI, P. J. SÁEZ, B. SCHWESSINGER, H. J. DEBAT & T. MESTROVIC. 2021. Changing scientific meetings for the better. *Nature Human Behaviour* 5: 296-300. DOI:10.1038/s41562-021-01067-y
- SCHWARTZ, L. M., S. WOLOSHIN & L. BACZEK. 2002. Media coverage of scientific meetings. Too much, too soon? *The Journal of the American Medical Association* 287(21): 2859-2863. DOI:10.1001/jama.287.21.2859

Comunidades de aves de las islas del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano

Bird communities of the Veracruz Reef System National Park islands

Cynthia Carmona-Islas^{1*}, Jordi Toto-Cobix¹, Jacobo Santander-Monsalvo², Citlalli Galicia-García¹ y Tania Fernanda Hernández-Tamay²

Recibido: 31 de octubre de 2022.

Aceptado: 27 de abril de 2023.

Publicado: agosto de 2023.

RESUMEN

Antecedentes. Estudios previos en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) han reportado que 48 % de las aves son migratorias de invierno y 52 % son residentes. Sin embargo, no se ha analizado previamente la estructura de las comunidades de aves de sus islas. **Objetivos.** Analizar la estructura de las comunidades de aves de las islas Sacrificios, Verde, Salmedina, Polo, de Enmedio y Santiaguillo. **Métodos.** Se realizaron seis censos de aves en cada isla de abril de 2021 a abril de 2022. Con los datos obtenidos se determinó la riqueza específica, la abundancia y la diversidad alfa mediante los índices de Shannon, Margalef y Simpson. Adicionalmente, luego de clasificar a las aves en marinas, acuáticas o costeras, rapaces y terrestres, se calculó el número de especies y la suma de máximos de estos grupos para cada isla. Con toda la información se analizó la conformación de las comunidades de aves para cada isla y sus variaciones en cuanto a la diversidad a lo largo del año de estudio. **Resultados.** La isla de Enmedio presentó los mayores valores de diversidad (abril y octubre 2021). Octubre 2021 fue el mes de mayor diversidad para Sacrificios, Verde y Santiaguillo. Salmedina y Polo presentaron mayor diversidad en julio 2021 y en enero 2022, en estas dos islas solo se observaron aves marinas y costeras, en las demás islas predominaron especies terrestres. En Polo, las aves marinas presentaron una elevada abundancia a pesar del reducido tamaño de la isla. **Conclusiones.** Parece existir una gran presión antrópica sobre los hábitats de reposo y reproducción de las aves marinas. Existe poca información de las islas, generarla es relevante para un manejo integral del PNSAV.

Palabras clave: Aves migratorias, islas arrecifales, Sistema arrecifal veracruzano.

ABSTRACT

Background. Bird studies in the Sistema Arrecifal Veracruzano National Park (PNSAV) have reported previously that 48 % of the birds are winter migrants and 52 % are residents. However, the structure of the bird communities of its islands has yet to be previously analyzed. **Objectives.** To analyze the bird communities' structure of Sacrificios, Verde, Salmedina, Polo, de Enmedio, and Santiaguillo islands. **Methods.** From April 2021 to April 2022, six bird censuses were conducted on each island. With the data obtained, species richness, abundance, and alpha diversity using the Shannon, Margalef, and Simpson indices, were determined. Additionally, birds were classified into marine, aquatic or coastal, hawks, and terrestrial, and the number of species and the sum of maxima of these groups were calculated for each island. Finally, with all the information, the conformation of each island's bird communities and their diversity variations throughout the study year were analyzed. **Results.** De Enmedio Island had the highest diversity values (April and October 2021). October had the highest diversity values for Sacrificios, Verde, and Santiaguillo islands. Salmedina and Polo showed the highest diversity in July 2021 and January 2022; only marine and coastal birds were observed on these two islands; in the other islands, terrestrial species predominated. On Polo Island, marine birds were highly abundant despite the island's small size. **Conclusions.** There appears to be great anthropogenic pressure on seabirds' resting and breeding habitats. There needs to be more information about the islands, and generating it is relevant for the integrated management of the PNSAV.

Keywords: Migratory birds, reef islands, Veracruz reef system.

¹ Licenciatura en Biología, Instituto Tecnológico de Boca del Río, Tecnológico Nacional de México. Km. 12 Carr. Veracruz-Córdoba, Boca del Río, Veracruz, 94290. México.

² Maestría en Ciencias en Biología, Instituto Tecnológico de Boca del Río, Tecnológico Nacional de México. Km. 12 Carr. Veracruz-Córdoba, Boca del Río, Veracruz, 94290. México.

***Corresponding author:**

Cynthia Carmona-Islas: e-mail: ccarmona@bdelrio.tecnm.mx

To quote as:

Carmona-Islas, C., J. Toto-Cobix, J. Santander-Monsalvo, C. Galicia-García & T. F. Hernández-Tamay. 2023. Comunidades de aves de las islas del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. *Hidrobiológica* 33 (2): 87-96.

DOI:10.24275/YFVZ8539

INTRODUCCIÓN

México presenta una elevada diversidad de aves, con cerca del 11 % del total mundial, la mayoría correspondiendo a especies residentes, pero con un alto porcentaje de aves migratorias a lo largo de las costas y playas ribereñas (Navarro-Sigüenza *et al.*, 2014). Particularmente, Veracruz es uno de los estados con las mayores riquezas, debido en parte a su ubicación, pues las costas del estado (principalmente la zona costera central) son zona de paso para las aves que se reproducen en verano en Estados Unidos o Canadá y que migran a Centro y Sudamérica para pasar el invierno (Rappole & Ramos, 1994; Gauthreaux & Belser, 1999; Ruelas-Insunza, 2006; Martínez-Leyva *et al.*, 2009; Hernández-Ramírez & Landgrave-Ramírez, 2020).

El Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) ha sido reconocido por varios autores como una zona importante para las aves, principalmente para las migratorias (Velarde-González *et al.*, 2007, 2015; Velarde & Martínez-Villasis, 2020). Velarde-González *et al.* (2007) estudiaron las aves del PNSAV y de la zona de playa de Boca del Río, encontrando que el 48 % de ellas son migratorias de invierno y que las aves terrestres representan un elevado porcentaje (52 %). Velarde-González *et al.* (2015) encontraron que el 10 % de las aves marinas acuáticas y playeras del PNSAV está en alguna categoría de riesgo. Se reportan 60 especies con una diversidad de $H' = 1.0044$ en la zona costera del PNSAV (Velarde & Martínez-Villasis, 2020); este valor, de acuerdo con Shannon (1948) corresponde a una diversidad baja.

Las islas del PNSAV son distintas entre sí, lo que las diferencia en cuanto a las aves presentes en cada una. La estructura de la comunidad de aves en las islas depende de diversos factores, entre ellos, la diversidad de hábitats, la distancia a la costa, el tipo de sustrato y de vegetación, la presencia de depredadores y el disturbio antrópico al que son expuestas (Carrascal & Palomino, 2002, 2005; Vilca-Taco *et al.*, 2021). Aunado a lo anterior, algunas especies de aves marinas tienen hábitos oceánicos y no se acercan a la costa (Velarde-González *et al.*, 2015), por lo que las especies presentes en cada isla pueden variar dependiendo de su ubicación en relación al continente.

Las aves es un grupo poco estudiado en este ecosistema, no habiendo ningún trabajo publicado con relación a las especies de aves para cada una de las islas del PNSAV. En este trabajo se estudiaron las comunidades de aves de las islas Sacrificios, Verde, de Enmedio, Salmedina, Polo y Santiaguillo de abril de 2021 a abril de 2022. Conocer las comunidades de aves de las islas del PNSAV es una herramienta necesaria para el establecimiento de planes de manejo o conservación que involucren también la parte terrestre de este sistema arrecifal.

MATERIALES Y MÉTODOS

El Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) se ubica sobre la plataforma continental de Veracruz de Ignacio de la Llave, México. Se trata de un sistema con más de 60 elementos insulares coralinos, cuya fisiografía y topografía está dividida por la pluma del río Jamapa y determinada por arrecifes, bajos de arena, cayos e islas, distribuidos frente a los municipios de Alvarado (Antón Lizardo), Boca del Río y Veracruz. Es un área natural protegida con una extensión de aproximadamente 65 516 ha, que fue declarada Parque Nacional (DOF, 2000, 2012). Cuenta además, con dos reconocimientos internacionales, uno de ellos como sitio Ramsar por ser hábitat de aves acuáticas (sitio

RAMSAR 1346, el 2 de febrero de 2004; Ramsar, 2004) y el otro como Reserva de la Biósfera (el 27 de octubre de 2006; UNESCO, 2006).

Las islas del PNSAV son formaciones coralinas, construidas por exoesqueletos calcáreos de corales muertos y emergidos del mar que al erosionarse crean suelos (Perry *et al.*, 2011). La superficie insular emergida del PNSAV está conformada por un cayo (adyacente a isla Sacrificios), tres bajos de arena (sobre los arrecifes Blanquilla, Pájaros y Cabezo, en su parte sureste) y seis islas (Sacrificios, Verde, Polo, Salmedina, de Enmedio y Santiaguillo) (Fig. 1).

Las seis islas se dividen en dos grupos separados por la desembocadura del río Jamapa; en el grupo ubicado al norte se encuentran las islas Sacrificios y Verde, y en el grupo ubicado al sur están las otras cuatro islas (Polo, Salmedina, de Enmedio y Santiaguillo). La isla Sacrificios, de acuerdo con el Plan de Manejo del PNSAV, es la más grande de las seis islas (5.25 ha; SEMARNAT, 2017) y la más cercana a la costa; en ella se encuentra asentado un destacamento de la Marina, por lo que cuenta con varias edificaciones. Presenta parches de vegetación arbórea y arbustiva y también de vegetación herbácea; hacia el noreste se encuentra un pequeño islote de roca y arena con mangle y hacia el este presenta una saliente rocosa que es utilizada de posadero por aves marinas. La isla Verde (3.02 ha de extensión) presenta parches de vegetación arbórea de talla mediana y arbustiva que incluyen mangles en su porción sureste y una casuarina (*Casuarina equisetifolia* Linnaeus, 1759; especie introducida) de gran tamaño en el suroeste de la isla; entre los mangles se encuentra una pequeña laguna interna, también presenta parches de vegetación herbácea y una saliente rocosa hacia el noreste. En el grupo de islas del Sur, la isla Polo (0.44 ha) presenta sustrato arenoso, no cuenta con vegetación y no siempre se encuentra emergida. La isla Salmedina (0.84 ha) es la más cercana a la costa, presenta un parche de vegetación herbácea en su porción este y el resto es sustrato arenoso. La isla de Enmedio (2.45 ha) presenta un gran parche de vegetación herbácea en su extremo norte con una pequeña área aleada de sustrato arenoso, presenta también parches de vegetación arbórea y arbustiva, un par de edificaciones y se encuentra abierta al público por ser parte de la subzona de uso público. La isla Santiaguillo (0.24 ha) es la más alejada de la costa, presenta sustrato conformado por pedacera de coral, una edificación, un faro en su extremo sur y no cuenta con vegetación.

En la región se consideran tres temporadas principales: secas (de marzo a mayo), lluvias (julio a septiembre) y "Nortes" (noviembre a enero), considerando a febrero como mes de transición entre "Nortes" y secas, junio como transición entre secas y lluvias y octubre como transición entre lluvias y "Nortes" (Rodríguez-Gómez *et al.*, 2013); estas temporadas tienen efectos en la circulación oceánica. En la temporada de secas se forma una estratificación térmica, en temporada de lluvias la estratificación es halina y en la temporada de "Nortes" los vientos rompen las estratificaciones y provocan la mezcla de la columna de agua (Salas-Monreal *et al.*, 2015). Las corrientes superficiales son predominantemente del sur, a excepción de la temporada de "Nortes" en la que provienen del norte como respuesta a los vientos (Salas-Pérez *et al.*, 2012; Salas-Monreal *et al.*, 2015). La presencia de los arrecifes e islas provoca en su cercanía, la formación de giros que de mayo a agosto producen surgencias y mayor productividad (Mateos-Jasso *et al.*, 2012; Salas-Monreal *et al.*, 2015).

Estas islas sirven de zonas de alimentación, anidación, reposo y refugio de diversas especies de aves (Vilca-Taco *et al.*, 2021) que cumplen a su vez, un rol importante en el ciclo de nutrientes y el control de plagas a través de las cascadas tróficas, dispersan semillas y contribuyen al valor científico y económico (Tàbara, 2006; Latta, 2012; Hammerschlag *et al.*, 2019). Además, involuntariamente en sus patas o plumas transportan algas, crustáceos, huevos y estructuras reproductivas de diferentes organismos (Martínez, 1993).

Para conocer la composición de las comunidades de aves presentes, se recorrieron a pie las seis islas del PNSAV, sumando seis desembarques en cada isla, de abril de 2021 a abril de 2022. Las islas Sacrificios y Verde se visitaron en los meses de mayo, julio, octubre y noviembre de 2021 y en febrero y abril de 2022; las islas Santiaguillo, de Enmedio, Salmedina y Polo se visitaron en abril (de Enmedio y Santiaguillo), mayo (Salmedina y Polo), julio, octubre y diciembre de 2021 y enero y abril de 2022. La salida de la costa de Veracruz fue a las 8:00 a.m., visitando en un día todas las islas de cada grupo (islas del sur o islas del norte); el tiempo del recorrido en cada una variaba dependiendo de su tamaño. Los censos de aves en las islas se llevaron a cabo basándose en la técnica de “trayectos de línea sin estimar distancias” (González-García, 2011), recorriendo lentamente las veredas y caminos ya existentes en las islas y bordeando los parches de vegetación, identificando y contando las aves que se observaban.

En el caso de las aves que se encontraban en la playa o el mar, se recorrió el perímetro de la isla, tratando de causar el mínimo de perturbación a las aves, anotando las especies avistadas en la playa y también las especies que se encontraban en el mar, a una distancia no mayor a 100 m del borde de la isla. En el caso de parvadas menores a 50 individuos se hicieron conteos directos, pero en el caso de parvadas más grandes, se realizaron estimaciones de acuerdo con la técnica estipulada por Martínez *et al.* (2004). En isla Polo, la cual es pequeña y en la que comúnmente se observan especies marinas, los conteos se realizaron desde la embarcación a una distancia que no provocara que las aves volaran (aproximadamente 100 m).

Para los censos se utilizaron binoculares Vortex Crossfire 10x42 y cámaras fotográficas Cannon Eos Rebel T7 y Sony Alpha 58, ambas con lentes de hasta 300 mm. Para las identificaciones taxonómicas se utilizaron las guías Kaufman (2005), Dunn & Alderfer (2011) y Sibley (2014). Para la clasificación taxonómica y nomenclatural de los listados de especies y bases de datos, se consultó la página de The American Ornithological Society's (AOS) Checklist (Chesser *et al.*, 2022).

Para cada una de las visitas realizadas por isla, se estimó la riqueza específica, la abundancia de individuos y la diversidad alfa mediante los índices de Shannon (basado en la equidad), de Margalef (basado en la riqueza específica) y de Simpson (basado en la dominancia; Moreno, 2001), utilizando el programa Past (Versión 3.16; Hammer *et al.*, 2001).

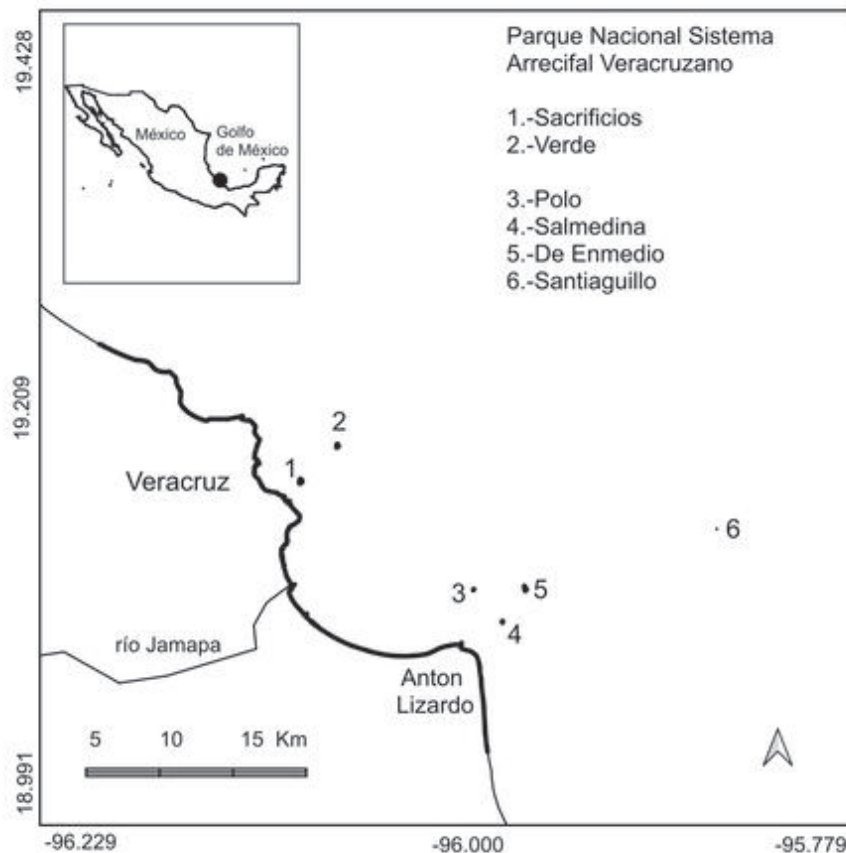


Figura 1. Área de estudio, islas del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV).

Adicionalmente, las especies identificadas se clasificaron en marinas (familias: Stercorariidae, Laridae, Fregatidae, Sulidae, Phalacrocoracidae y Pelecanidae), acuáticas o costeras (familias: Rallidae, Scolopacidae, Ardeidae y Threskiornithidae), rapaces (familias: Cathartidae, Pandionidae y Falconidae; Dunn & Alderfer, 2011) y terrestres no rapaces, basándose en las categorías y criterios de categorización de Velarde-González *et al.* (2007), pero separando a las aves rapaces del resto de aves terrestres y considerando al martín pescador norteño (*Megasceryle alcyon* Linnaeus, 1758) como ave acuática por alimentarse de peces.

Se analizó la composición de aves de las islas considerando el número de especies y la suma de máximos para cada uno de los grupos en los que se clasificó previamente a las aves.

RESULTADOS

Las islas en las que se observó mayor número de especies de aves fueron Sacrificios, Verde y de Enmedio; éstas son también las que cuentan con mayor número de especies terrestres (Fig. 2). Los meses en que se registró el mayor número de especies fueron octubre de 2021 (Sacrificios, Verde y Santiaguillo), abril de 2021 (de Enmedio) y julio de 2021 (Polo); en Salmedina se registró el mayor número de especies por igual en julio, octubre y diciembre de 2021 (Tabla 1). En el censo de octubre de 2021 en Santiaguillo, se encontraron varias aves terrestres muertas y se observaron halcones peregrinos (*Falco peregrinus tundrius* White, 1968) posados en el faro. En el caso de isla Polo se observó la anidación de rayadores (*Rynchops niger* Linnaeus, 1758) durante mayo de 2021.

Las mayores abundancias se observaron en los meses de octubre de 2021 (en Sacrificios, Verde, Salmedina y Santiaguillo), abril de 2021 y 2022 (de Enmedio) y julio de 2021 (Polo). La isla de Enmedio fue la que mostró la mayor abundancia de especies terrestres, mientras que, Sacrificios y Polo la mayor abundancia de especies marinas.

Los valores más altos de los índices de diversidad basados en la riqueza específica (Margalef) y en la equidad (Shannon), se observaron en los meses de octubre de 2021 y abril de 2021 y 2022 para las islas Sacrificios, Verde, de Enmedio y Santiaguillo; y en el caso de Salmedina y Polo se observaron en julio de 2021 y en enero de 2022. Los valores más bajos del índice de dominancia se observaron también en esos meses, en concordancia con los índices de Margalef y de Shannon (Tabla 1).

Analizando el número de especies por grupo, se observó que en la isla Polo se registró el mayor número de especies marinas (11 especies); en esta isla y en Salmedina únicamente se observaron especies marinas y costeras. En la isla Sacrificios se observó el mayor número de especies costeras (siete especies) y de rapaces (cuatro especies), mientras que en la isla de Enmedio se observó el mayor número de especies terrestres (44 especies; Fig. 2).

La suma de máximos representaría la cantidad verificable de aves por especie de un grupo en particular, que hacen uso de las islas. Considerando esto, la isla Sacrificios fue utilizada por 236 aves marinas y Polo por 168. Para las aves costeras, la isla Polo fue utilizada por 44 individuos. En el caso de las aves rapaces, la isla Verde fue utilizada por ocho individuos, por último, considerando a las terrestres, la isla de Enmedio fue utilizada por 127 individuos (Fig. 3).

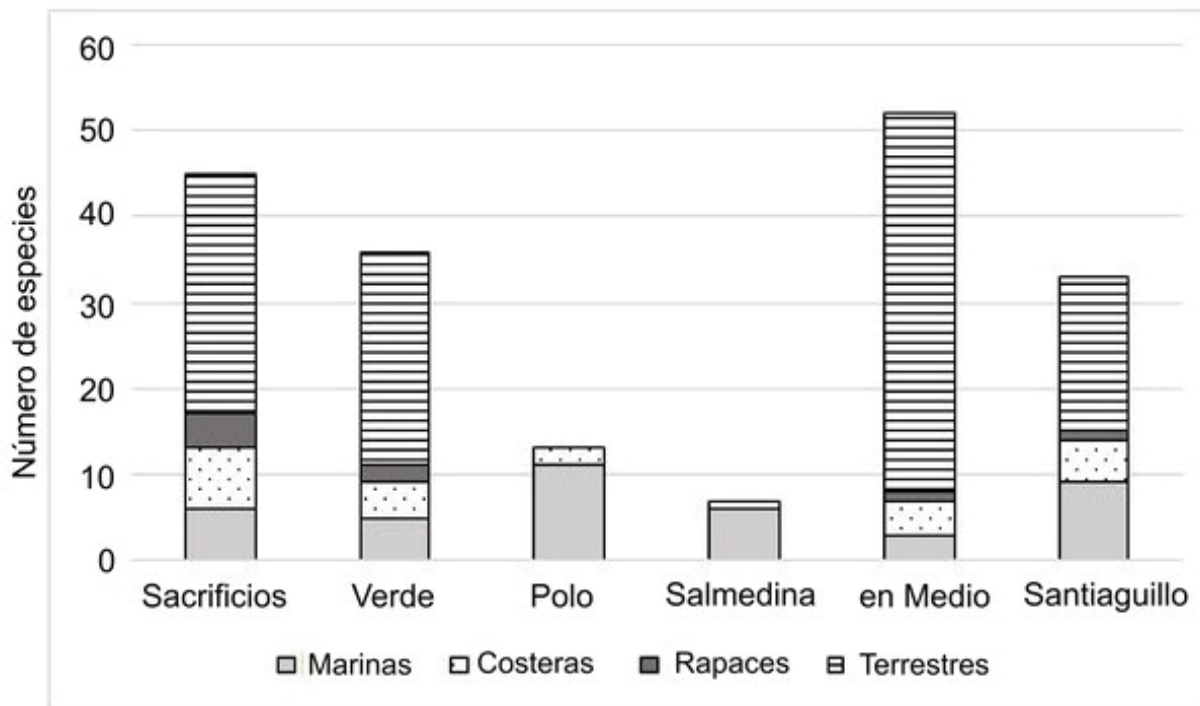


Figura 2. Número de especies por grupo y por isla.

Tabla 1. Número de especies, abundancia y diversidad alfa por censo y para cada isla.

	Sacrificios					
	24/05/2021	26/07/2021	11/10/2021	09/11/2021	01/02/2022	22/04/2022
No. de especies	7	10	25	10	12	14
Abundancia	14	115	222	45	48	28
Shannon H	1.77	1.68	1.19	1.50	1.73	2.36
Margalef	2.27	1.90	4.44	2.36	2.84	3.90
Dominancia D	0.20	0.24	0.60	0.32	0.27	0.12
	Verde					
	24/05/2021	26/07/2021	11/10/2021	09/11/2021	01/02/2022	22/04/2022
No. de especies	4	5	24	4	7	12
Abundancia	8	45	66	7	9	17
Shannon H	1.21	0.98	2.72	1.28	1.89	2.40
Margalef	1.44	1.05	5.49	1.54	2.73	3.88
Dominancia D	0.34	0.48	0.10	0.31	0.16	0.10
	Polo					
	24/05/2021	12/07/2021	20/10/2021	15/12/2021	31/01/2022	
No. de especies	5	7	4	3	6	
Abundancia	37	129	31	27	94	
Shannon H	1.06	1.21	0.61	0.63	1.31	
Margalef	1.11	1.24	0.87	0.61	1.10	
Dominancia D	0.49	0.37	0.71	0.64	0.32	
	Salmedina					
	24/05/2021	12/07/2021	20/10/2021	15/12/2021	31/01/2022	21/04/2022
No. de especies	2	3	3	3	2	2
Abundancia	7	8	10	9	2	7
Shannon H	0.41	1.08	0.94	0.94	0.69	0.60
Margalef	0.51	0.96	0.87	0.91	1.44	0.51
Dominancia D	0.76	0.34	0.42	0.43	0.50	0.59
	de Enmedio					
	12/04/2021	12/07/2021	20/10/2021	15/12/2021	31/01/2022	21/04/2022
No. de especies	25	3	24	7	3	17
Abundancia	95	14	37	7	3	46
Shannon H	2.29	1.08	2.95	1.95	1.10	2.20
Margalef	5.27	0.76	6.37	3.08	1.82	4.18
Dominancia D	0.22	0.35	0.07	0.14	0.33	0.21
	Santiaguillo					
	12/04/2021	12/07/2021	20/10/2021	15/12/2021	31/01/2022	21/04/2022
No. de especies	8	5	18	4	5	4
Abundancia	10	17	24	6	18	10
Shannon H	2.03	0.87	2.77	1.24	1.53	0.94
Margalef	3.04	1.41	5.35	1.67	1.38	1.30
Dominancia D	0.14	0.60	0.07	0.33	0.23	0.52

* En negritas los valores mayores para cada variable.

Adicionalmente, se observaron volando sobre el mar en los trayectos hacia las islas: pelicanos blanco americano (*Pelecanus erythrorhynchos* Gmelin, 1789), salteador parásito (*Stercorarius parasiticus* Linnaeus, 1758), bobos café (*Sula leucogaster* Boddaert, 1783), ibis ojos rojos (*Plegadis chihi* Vieillot, 1817), vencejos collar blanco (*Streptoprocne zonaris* Shaw, 1796) y parvadas de hasta 70 ibis blanco (*Eudocimus albus* Linnaeus, 1758) y de 170 gaviotas de Franklin (*Leucophaeus pipixcan* Wagler, 1831).

DISCUSIÓN

Las islas en las que se observó el mayor número de especies (Sacrificios, Verde y de Enmedio) son también las que cuentan con mayor diversidad de hábitats, como vegetación arbórea y arbustiva, vegetación herbácea, islotes o salientes rocosas cercanas, y de acuerdo con Carrascal & Palomino (2002), en una comunidad de aves, una mayor diversidad de hábitats favorece el que haya mayor número de especies.

La mayor abundancia y el mayor número de especies observados en las islas Sacrificios, Verde y Santiaguillo en octubre de 2021 y en la isla de Enmedio en abril de 2021, puede ser reflejo del fenómeno migratorio, ya que las costas veracruzanas son parte de la ruta migratoria de diversas especies de aves terrestres, rapaces y acuáticas (Martell *et al.*, 2001; Ruelas-Insunza, 2006; Martínez-Leyva *et al.*, 2009). Para las aves rapaces y las acuáticas se ha registrado que las costas veracruzanas son más relevantes durante la migración de otoño en comparación con la migración de primavera (Gauthreaux & Belser, 1999; Ruelas-Insunza, 2006). Revisando la plataforma eBird (<https://ebird.org/home>) se observó que para los municipios aledaños al PNSAV (Veracruz, Boca del Río y Alvarado), en algunas especies de aves rapaces y de costeras o acuáticas, los registros son mayores en otoño que en primavera. Anali-

zando nuestros datos, las mayores abundancias de estos grupos fueron en los meses de otoño e invierno, lo cual coincide con lo observado por los otros autores y con los registros de eBird. En el caso de las aves terrestres, también se ha registrado su paso a través de tierras veracruzanas en primavera (Rappole & Ramos, 1994; Gauthreaux & Belser, 1999; Martínez-Leyva *et al.*, 2009). En la plataforma eBird, para algunas especies de aves terrestres hay más observaciones en primavera que en otoño; en nuestros registros de los meses de abril de 2021 y de octubre de 2021 se tuvieron las mayores abundancias de aves terrestres, y en el caso de la isla de Enmedio que tuvo el mayor número de especies terrestres, se observó en el mes de abril (que correspondería a la migración de primavera), tanto el mayor número de especies como la mayor abundancia de aves, lo cual podría ser indicio de la relevancia de esta zona para las aves terrestres durante la migración de primavera.

El porcentaje de especies migratorias que se ha registrado en el PNSAV está por encima del 50 %, lo cual resalta la importancia de la región para las aves migratorias. Sin embargo, en la zona también se encuentran especies residentes, algunas de las cuales se reproducen en el área; este sería el caso específico de las aves marinas y costeras que anidan en la zona en primavera y verano (Velarde-González *et al.*, 2007, 2015). En el caso de la isla Polo, que fue utilizada básicamente por aves marinas (Fig. 2), se registró el mayor número de especies y la mayor abundancia en julio de 2021. Las aves registradas con mayor abundancia en julio son especies residentes, como el Pelicano café (*Pelecanus occidentalis* Linnaeus, 1766; 61 individuos) o bien, que se reproducen en el área, como sucede con el Charrán mínimo (*Sterna antillarum* Lesson, 1847; 49 individuos), que está catalogado en la NOM-059-SEMARNAT-2010 bajo la categoría de sujeta a protección especial (DOF, 2019).

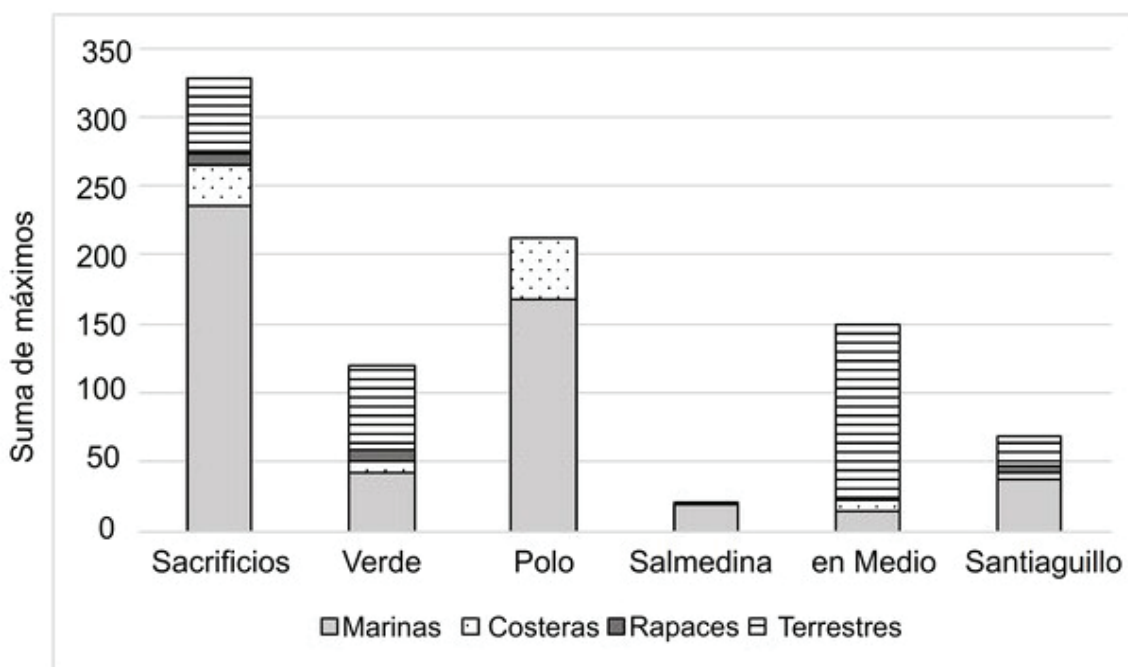


Figura 3. Suma de máximos por grupo y por isla.

Los valores de los índices de diversidad utilizados son congruentes con lo observado en el número de especies y la abundancia, pues en las islas Sacrificios, Verde, de Enmedio y Santiaguillo, se obtuvieron valores que indican una diversidad moderada o alta (valores mayores a 2 para el índice de Shannon; Shannon, 1948, y cercanos a 5 para el índice de Margalef; Margalef, 1951) y en general, una baja dominancia en los meses de octubre de 2021 y abril de 2021 y 2022, meses que corresponden a las temporadas migratorias de otoño y de primavera, respectivamente; en el caso de la isla Sacrificios, el valor de dominancia elevado obtenido en octubre de 2021 puede deberse al registro de 107 pelícanos café (*Pelecanus occidentalis*) observados en la saliente rocosa ubicada al este de la isla. En el caso de las islas Salmedina y Polo, los valores para estos índices fueron bajos (menores a 2 tanto para el índice de Shannon como para el de Margalef), sin embargo, sus valores más elevados se obtuvieron en julio de 2021 y enero de 2022, relacionados con las aves marinas residentes y reproductoras (julio) y también con aves costeras migratorias (enero), como el playerito blanco (*Calidris alba* Pallas, 1764) del cual se observaron 41 individuos. Los valores de dominancia del índice de Shannon tuvieron sus menores valores también en esos meses.

Con relación a las especies de aves por grupo, las islas que presentaron el mayor número de especies marinas fueron aquellas cuyo sustrato no presenta vegetación (Polo, Salmedina y Santiaguillo); estas tres islas son también las de menor extensión del PNSAV. En el caso de la isla Polo, las especies que se observaron en mayor abundancia (charranes, playeros y pelícanos café) suelen preferir hábitats con sustratos sin vegetación (Burger & Gochfeld, 1990; Mellink *et al.*, 1998). En la isla Salmedina, a pesar de contar con áreas de sustrato sin vegetación, fue escasamente utilizada por las aves pues la mayoría se observaron en el agua o usaban las boyas de amarre cercanas a la isla como posaderos, y en la isla solo se observó un par de ocasiones a una garza morena (*Ardea herodias* Linnaeus, 1758) y algunos cadáveres de aves. En el caso de Santiaguillo, las aves marinas que se observaron utilizaban la isla o el faro que hay en ella como posadero, como el Bobo Enmascarado (*Sula dactylatra* Lesson, 1831) en la isla y la Fragata Tijereta (*Fregata magnificens* Mathews, 1914) en el faro, o bien se encontraban alimentándose en el agua cerca de la isla (charranes, pelícanos café, fragatas tijeretas y bobos café *Sula leucogaster*). Esta isla es la más alejada de la costa y en ella se registró especies que no se observaron en las otras islas, esto se debe a que, de acuerdo con Velarde-González *et al.* (2015) algunas especies de aves marinas no se acercan a los continentes por lo que no se les observa cerca de la costa.

En el caso de la isla Sacrificios, donde se registró el máximo de aves marinas, la mayoría de éstas se observó en la saliente rocosa cercana a la isla, pues la utilizaron como posadero (en el caso de los pelícanos) o bien, se alimentaban en el agua entre la isla y la saliente rocosa (principalmente charranes). La presencia de esta saliente rocosa ofreció un posadero y zona de protección del oleaje para las aves marinas, favoreciendo así la diversificación de hábitats y por consiguiente, de especies para la isla, pues de acuerdo con Blanco (1999) una mayor heterogeneidad ambiental y un mayor número de hábitats favorece la abundancia y riqueza de especies de aves.

En el caso de la isla Polo, la presencia de 11 especies de aves marinas, con una suma de máximos de 177 individuos y el registro de 139 aves en el censo de julio de 2021, considerando el tamaño de la isla (0.44 ha; SEMARNAT, 2017) de alguna manera puede indicar la falta

de hábitats para este grupo de aves, ocasionado en parte por la presión antrópica debida al turismo no regulado y regulado. Vilca-Taco *et al.* (2021) estudiaron la composición, abundancia y uso de hábitat de aves marinas en Punta la Metalera, Perú y encontraron que el principal disturbio en la comunidad de aves es debido al turismo. En abril de 2022 no se realizó el censo en la isla Polo por la presencia de turistas (y su consecuente ausencia de aves), a pesar de estar prohibido el descenso y de tener la isla un letrero que indica que el paso está prohibido por ser zona de anidación de Charrán mínimo (*Sternula antillarum*).

En el caso de Salmedina, a pesar de que actualmente está prohibido el descenso en la isla, si está permitido acercarse a ella a pie o a bordo de alguna embarcación, registrándose en ocasiones más de 50 embarcaciones cercanas a la misma. Esto evidencia la presión antrópica hacia los hábitats requeridos por las aves marinas. Probablemente, la escasa presencia de aves en esta isla pueda deberse a lo anteriormente descrito.

En referencia al charrán mínimo, los principales factores que amenazan sus poblaciones son el disturbio y la pérdida de hábitat en sus zonas de anidación (Mellink *et al.*, 1998). En 2021, se observaron algunos individuos de esta especie anidando en un pequeño cayo formado en el arrecife Cabezo, en el cual el sustrato es de fragmentos grandes de coral muerto. En julio de 2022, la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) reportó 13 nidos de esta especie en el extremo norte de la isla de Enmedio; esta isla está abierta al público lo que dificulta la protección de los nidos, indicando la falta de áreas protegidas para la anidación del charrán mínimo.

Considerando a las aves costeras y las rapaces, en Sacrificios se registró el mayor número de especies de estos grupos, algunas aves costeras se observaron en la saliente rocosa (distintas especies de garzas), otras en el islote aldeaño a la isla (playeros) y otras en los árboles (Garza Nocturna Corona Clara; *Nyctanassa violacea* Linnaeus, 1758). En el caso de las aves rapaces, se observaron perchadas en los árboles; los distintos hábitats utilizados por estas aves están relacionadas directamente con la alimentación y el reposo (Hernández-Vázquez *et al.*, 2000). La isla Sacrificios es la más grande y cercana a la costa del continente, lo cual podría facilitar la inmigración de algunas especies desde el continente.

Considerando la suma de máximos, la isla Verde fue utilizada por al menos ocho rapaces entre las que destacan siete halcones peregrinos (*Falco peregrinus* Tunstall, 1771) observados en el mes de octubre de 2021 perchados en la casuarina de la isla; la presencia de este árbol, a pesar de ser una especie introducida, incrementa la heterogeneidad paisajística de la isla, favoreciendo la presencia de las aves rapaces en ella. De acuerdo con Blanco (1999), una mayor heterogeneidad ambiental y de hábitats favorece la presencia de distintas especies de aves. Por otra parte, las rapaces en esta isla representarían un depredador para las otras especies de aves. Aquí se observó a dos boas constrictoras (*Boa constrictor* Linnaeus, 1758), las cuales se sabe se alimentan también de aves (Reed & Rodda, 2009; Herrera & Aparicio, 2019), por lo que podrían estar depredando también a otras aves que hacen uso de la isla.

En la isla Santiaguillo, la mayoría de las aves terrestres registradas se encontraron muertas o débiles (probablemente por falta de alimento o por cansancio). La visita en la que se encontró el mayor número de aves muertas (13 individuos pertenecientes a 11 especies en octubre

de 2021) corresponde al período migratorio de otoño y a la presencia de eventos climáticos conocidos localmente como “Nortes”, por lo que podría tratarse de aves que en su recorrido migratorio se vieron afectadas por estos eventos, pues de acuerdo a Rappole & Ramos (1994), la probabilidad de encontrar grandes zonas de turbulencia en esta temporada es baja, pero de suceder, las aves migratorias pueden verse fuertemente afectadas. Otra posibilidad es que se trate de aves que durante su migración se fatigan y utilizan la isla como zona de descanso, una situación similar sucede en la isla Farallón de San Ignacio, Sinaloa, donde Guevara-Medina *et al.* (2008) reportaron la presencia de diversas especies de aves terrestres a pesar de no tener hábitats adecuados para su permanencia, aparentemente debido a la cercanía de la isla a la costa; sin embargo, en el caso de la isla Santiaguillo muchas de estas aves mueren posiblemente por la falta de agua y alimento pues la isla no está cerca de la costa.

Existe poca información en relación a las aves marinas del Golfo de México, específicamente en la zona que corresponde a México (Gallardo-Del Ángel *et al.*, 2004). En el caso del PNSAV, las aves son uno de los grupos de los que existen menos trabajos (Jiménez-Hernández *et al.*, 2007), no existen estudios previos que aborden la composición de las comunidades de aves de las distintas islas arrecifales, lo cual es relevante desde el punto de vista del manejo de estas áreas. Aunado a lo anterior, hacen falta trabajos que evalúen la relevancia de las especies de aves del PNSAV en el transporte involuntario de semillas, organismos o estructuras reproductivas entre los distintos arrecifes e islas, lo cual puede tener impacto en la conectividad de estos ecosistemas. Es necesario generar información referente a las islas del PNSAV para lograr una comprensión holística de este ecosistema y poder elaborar opciones de manejo integrales.

AGRADECIMIENTOS

Al Director y al personal de las oficinas del PNSAV (CONANP) por el permiso y apoyo otorgado. A Dorado Buceo por la amabilidad y el apoyo. A la Dra. Rebeca Granja Fernández y los revisores anónimos del manuscrito por su tiempo, interés y valiosas aportaciones.

REFERENCIAS

- Blanco, D. E. 1999. Los humedales como hábitat de aves acuáticas. *In: Malvárez, A. (Ed.). Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica.* ORCYT-UNESCO, pp. 219-228.
- BURGER, J. & M. GOCHFELD. 1990. Nest site selection in Least Terns (*Sterna antillarum*) in New Jersey and New York. *Colonial Waterbirds* 13 (1): 31-40. DOI: 10.2307/1521418
- CARRASCAL, L. M. & D. PALOMINO. 2002. Determinantes de la riqueza de especies de aves en las islas Selvagem y Canarias. *Ardeola* 49 (2): 211-221.
- CARRASCAL, L. M. & D. PALOMINO. 2005. Preferencias de hábitat, densidad y diversidad de aves en Tenerife (Islas Canarias). *Animal Biodiversity and Conservation* 28 (2): 101-119. DOI: 10.32800/abc.2005.28.0101
- CHESSER, R. T., S. M. BILLERMAN, K. J. CICERO, J. L. DUNN, B. E. HERNÁNDEZ-BANOS, R. A. JIMÉNEZ, A. W. KRATTER, N. A. MASON, P. C. RASMUSSEN, J. V. REMSEN JR., D. F. STOTZ & K. WINKER. 2022. Check-list of North American Birds (online). American Ornithological Society. Disponible en línea en: <https://checklist.americanornithology.org/taxa/> (consultado el 2 mayo 2022).
- DOF (DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN). 2000. Acuerdo que tiene por objeto dotar con una categoría acorde con la legislación vigente a las superficies que fueron objeto de diversas declaratorias de áreas naturales protegidas emitidas por el Ejecutivo Federal. Miércoles 7 de junio de 2000. Disponible en línea en: https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=2055674&fecha=07/06/2000#gsc.tab=0 (consultado el 16 abril 2023).
- DOF (DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN). 2012. Decreto que modifica al diverso por el que se declara Área Natural Protegida, con el carácter de Parque Marino Nacional, la zona conocida como Sistema Arrecifal Veracruzano, ubicada frente a las costas de los municipios de Veracruz, Boca del Río y Alvarado del Estado de Veracruz Llave, con una superficie de 52,238-91-50 hectáreas, publicado los días 24 y 25 de agosto de 1992. Jueves 29 de noviembre de 2012. Disponible en línea en: https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5280548&fecha=29/11/2012#gsc.tab=0 (consultado el 27 octubre 2022).
- DOF (DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN). 2019. Modificación del Anexo Normativo III, Lista de especies en riesgo de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo, publicada el 30 de diciembre de 2010. Disponible en línea en: https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5578808&fecha=14/11/2019#gsc.tab=0 (consultado el 16 abril 2023).
- DUNN, J. L. & J. ALDERFER. 2011. *Field guide to the birds of North America*. 6ª ed. National Geographic Society. Washington, D.C. 574p.
- GALLARDO-DEL ÁNGEL, J. C., E. VELARDE-GONZÁLEZ & R. ARREOLA-ALEMÓN. 2004. Aves del Golfo de México y las áreas prioritarias para su conservación. *In: Caso, M. I. Pisanty & E. Ezcurra (Eds.). Diagnóstico ambiental del Golfo de México.* Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Instituto de Ecología A. C., Harte Research Institute, pp. 301-322.
- GAUTHREUX, S. A. & C. G. BELSER. 1999. Bird migration in the region of the Gulf of Mexico. *In: Adams, N. J. & R. H. Slotow (Eds.). Proceedings of the 22 International Ornithological Congress.* BirdLife South Africa, pp. 1931-1947.
- GONZÁLEZ-GARCÍA, F. 2011. Capítulo 4. Métodos para contar aves terrestres. *In: Gallina-Tessaró, S. & C. López-González (Eds.). Manual de técnicas para el estudio de la fauna.* Volumen I. Universidad Autónoma de Querétaro, Instituto de Ecología A. C., pp. 86-123.
- GUEVARA-MEDINA, M. A., J. A. CASTILLO-GUERRERO & M. A. GONZÁLEZ-BERNAL. 2008. Presencia y abundancia de aves de la isla Farallón de San Ignacio, Sinaloa. *Huitzil* 9 (2): 20-28. DOI: 10.28947/hrmo.2008.9.2.75

- HAMMER, Ø., D. A. T. HARPER & P. D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Disponible en línea en: https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm (consultado el 27 octubre 2022).
- HAMMERSCHLAG, N., O. J. SCHMITZ, A. S. FLECKER, K. D. LAFFERTY, A. SIH, T. B. ATWOOD, A. J. GALLAGHER, D. J. IRSCHICK, R. SKUBEL & S. J. COOKE. 2019. Ecosystem function and services of aquatic predators in the Anthropocene. *Trends in Ecology & Evolution* 34 (4): 369-383. DOI: 10.1016/j.tree.2019.01.005
- HERNÁNDEZ-RAMÍREZ, A. M. & R. LANDGRAVE-RAMÍREZ. 2020. Golfo de México y mar Caribe: Zona de tránsito para las aves migratorias neárticas-neotropicales. In: Pérez-Morales, A., J. A. Aké-Castillo & C. A. Poot-Delgado (Coords.). *Investigaciones marinas en el golfo de México y mar Caribe mexicano*. Universidad de Colima, pp. 286-309.
- Hernández-Vázquez, S., B. C. Durand-Martínez, R. Esparza-Salas & C. Valadez-González. 2000. Distribución temporal de aves rapaces diurnas en la Reserva "Playón de Mismaloya", Jalisco, México. *Revista de Biología Tropical* 48 (4): 1015-1018. DOI: 10.15517/rbt.v48i4.18994
- HERRERA, J. M. & K. APARICIO. 2019. Reporte de un ataque de *Boa constrictor* (Serpientes: Boidae) a un individuo de *Tyto furcata* (Aves: Tytonidae) en Pacora, Panamá. *Huitzil* 20 (2): 1-4. DOI: 10.28947/hrmo.2019.20.2.403
- JIMÉNEZ-HERNÁNDEZ, M. A., A. GRANADOS-BARBA & L. ORTÍZ-LOZANO. 2007. Análisis de la información científica en el sistema arrecifal veracruzano. In: Granados-Barba, A., L. G. Abarca-Arenas & J. M. Vargas-Hernández (Eds.). *Investigaciones científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano*. Universidad Autónoma de Campeche, pp. 1-16.
- KAUFMAN, K. 2005. *Guía de campo de las aves de Norteamérica*. Houghton Mifflin Harcourt, New York, 379 p.
- LATTA, S. C. 2012. Avian research in the Caribbean: past contributions and current priorities. *Journal of Field Ornithology* 83 (2): 107-121. DOI: 10.1111/j.1557-9263.2012.00361.x
- MARGALEF, R. 1951. *Diversidad de especies en las comunidades naturales*. Publicación del Instituto de Biología Aplicada 9: 5-27.
- MARTELL, M. S., C. J. HENNY, P. E. NYE & M. J. SOLENSKY. 2001. Fall migration routes, timing, and wintering sites of North American Ospreys as determined by satellite telemetry. *The Condor* 103 (4): 715-724. DOI: 10.1093/condor/103.4.715
- MARTÍNEZ, I. A., D. A. ALVARADO & L. G. NARANJO. 2004. *Manual para el monitoreo de aves migratorias*. Asociación Red Colombiana de Reservas Naturales de la sociedad civil, Asociación para el estudio y la conservación de las aves acuáticas en Colombia-Calidris, World Wildlife Fund Colombia, 54 p.
- MARTÍNEZ, M. 1993. Las aves y la limnología. In: Boltovskoy, A. & H. L. López (Eds.). *Conferencias de limnología*. Instituto de Limnología "Dr. R. A. Ringuelet", pp. 127-142.
- MARTÍNEZ-LEYVA, E., E. RUELAS-INSUNZA, O. CRUZ-CARRETERO, J. L. BARR, E. PERES-BARBOSA-ROJAS, I. CHÁVEZ-DOMÍNGUEZ, G. RAMÓN-LARA, R. RODRÍGUEZ-MESA, A. GARCÍA-MIRANDA & N. F. DOMÍNGUEZ. 2009. Dynamics of Passerine migration in Veracruz, México. In: *Proceedings of the Fourth International Partners in Flight Conference: Tundra to Tropics*, pp. 62-70.
- MATEOS-JASSO, A., J. ZAVALA-HIDALGO, R. ROMERO-CENTENO & M. E. ALLENDE-ARANDÍA. 2012. Variability of the thermohaline structure in the northern Veracruz Coral Reef System, Mexico. *Continental Shelf Research* 50-51: 30-40. DOI: 10.1016/j.csr.2012.10.001
- MELLINK, E., J. LUÉVANO & I. ZURIA. 1998. Nota sobre los pelecaniformes, ciconiformes, gallitos Marinos (Sterninae) y rayadores (Rynchopinae) de la Costa Chica de Oaxaca, México. *Ciencias Marinas* 24 (4): 367-388. DOI: 10.7773/cm.v24i4.767
- MORENO, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T-Manuales y Tesis SEA. Volumen 1. Zaragoza, 83 p.
- NAVARRO-SIGÜENZA, A. G., M. F. REBÓN-GALLARDO, A. GORDILLO-MARTÍNEZ, A. TOWNSEND-PETERSON, H. BERLANGA-GARCÍA & L. A. SÁNCHEZ-GONZÁLEZ. 2014. Biodiversidad de aves en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: S476-S495. DOI: 10.7550/rmb.41882
- PERRY C. T., P. S. KENCH, S. G. SMITHERS, B. RIEGL, H. YAMANO & M. J. O'LEARY. 2011. Implications of reef ecosystem change for the stability and maintenance of coral reef islands. *Global Change Biology* 17 (12): 3679-3696. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02523
- RAMSAR. 2004. Servicio de información sobre Sitios Ramsar. Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. Disponible en línea en: <https://rsis.ramsar.org/es/ris/1346?language=es> (consultado el 16 abril 2023).
- RAPPOLE, J. H. & M. A. RAMOS. 1994. Factors affecting migratory bird routes over the Gulf of Mexico. *Bird Conservation International* 4 (2-3): 251-262. DOI: 10.1017/s095927090000280x
- REED, R. N. & G. H. RODDA. 2009. *Giant constrictors: biological and management profiles and an establishment risk assessment for nine large species of phytons, anacondas, and the boa constrictor*. U.S. Geological Survey Open-File Report 2009-1202, Virginia, 302 p. DOI: 10.3133/ofr20091202
- Rodríguez-Gómez, C. F., J. A. Aké-Castillo & G. Campos-Bautista. 2013. Productividad primaria bruta y respiración planctónica en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. *Hidrobiológica* 23 (2): 143-153.
- Ruelas-Inzunza, E. 2006. La migración de las aves. In: Moreno-Casasola, P. (Ed.) *Entornos veracruzanos: La costa de La Mancha*. Instituto de Ecología A.C., Xalapa, pp. 449-460.
- Salas-Monreal, D., J. J. Salas-Pérez, M. Marín-Hernández, I. C. Chacón-Gómez & J. O. Avendaño-Álvarez. 2015. Dinámica marina del Sistema Arrecifal Veracruzano. In: Granados-Barba, A., L. D. Ortiz-Lozano, D. Salas-Monreal & C. González-Gándara (Eds.). *Aportes al conocimiento del Sistema Arrecifal Veracruzano: hacia el corredor arrecifal del suroeste del Golfo de México*. Universidad Autónoma de Campeche, pp. 25-50.
- Salas-Pérez, J. J., D. Salas-Monreal, M. A. Monreal-Gómez, M. L. Riveron-Enzastiga & C. Llasat. 2012. Seasonal absolute acoustic intensity, atmospheric forcing and currents in a tropical coral reef system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 100: 102-112. DOI: 10.1016/j.ecss.2012.01.002

- SEMARNAT. 2017. *Programa de Manejo Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano*. Semarnat/CONANP, Ciudad de México, 347 p.
- Shannon, C. 1948. The mathematical theory of communication. In: Shannon, C.E. & Weaver, W. (Eds). *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press Urbana, pp. 29-125.
- Sibley, D. A. 2014. *The Sibley guide to birds*. 2a ed. Knopf Publishing Group, New York, 583 p.
- Tàbara, J. D. 2006. Las aves como naturaleza y la conservación de las aves como cultura. *Papers* 82: 57-77. DOI: 10.5565/rev/papers.2049
- UNESCO. 2006. Sistema Arrecifal Veracruzano, México. Disponible en línea en: <https://en.unesco.org/biosphere/lac/sistema-arrecifal-veracruzano> (consultado el 16 abril 2023).
- Velarde-González, M. E., A. Martínez-Villasis & J. C. Gallardo-Del Ángel. 2007. Las aves del sistema arrecifal veracruzano. In: Grados-Barba, A., L. G. Abarca-Arenas & J. M. Vargas-Hernández. (Eds.). *Investigaciones Científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano*. Universidad Autónoma de Campeche, pp. 27-50.
- Velarde-González, E., F. D. Ruz-Rosado & E. Priego-Hernández. 2015. Lista anotada de las aves marinas, acuáticas y playeras del Sistema Arrecifal Veracruzano, México. *Revista Digital E-BIOS* 2 (8): 53-81.
- Velarde, E. & A. Martínez-Villasis. 2020. Análisis comparativo de las comunidades de aves en la región marina-costera del Sistema Arrecifal Veracruzano y Alvarado. In: Pérez-Morales, A., J. A. Aké-Castillo & C. A. Poot-Delgado (Coords.). *Investigaciones marinas en el golfo de México y mar Caribe mexicano*. Universidad de Colima, Colima, pp. 310-329.
- Vilca-Taco, L.M., T. E. Mamani & C. R. Luque-Fernández. 2021. Seabird temporal composition, abundance and habitat use in Punta La Metalera (Arequipa, Southern Perú). *Arxius de Miscel·lània Zoològica* 19: 161-181. DOI: 10.32800/amz.2021.19.0161

Corales blandos (Cnidaria: Anthozoa: Octocorallia) de las ofrendas 178 y 179 del Templo Mayor de Tenochtitlan, México

Soft corals (Cnidaria: Anthozoa: Octocorallia) of the offerings 178 and 179 of the Templo Mayor of Tenochtitlan, Mexico

Pedro Medina-Rosas^{1*}, Miguel Ángel Báez-Pérez² y Leonardo López-Luján²

Recibido: 31 de octubre de 2022.

Aceptado: 18 de abril de 2023.

Publicado: agosto de 2023.

RESUMEN

Antecedentes. Desde 1978 se han realizado estudios en las más de 200 ofrendas descubiertas en la zona arqueológica del Templo Mayor de Tenochtitlan, en donde se han encontrado una gran diversidad de objetos culturales, así como restos de seres humanos, plantas y animales, incluidas varias especies de corales. Las ofrendas 178 y 179 fueron descubiertas en 2019 y por el tipo de material, pero principalmente por la cantidad de ejemplares, su proceso de excavación y revisión ha sido minucioso y lento, incluso continúa actualmente en la Ofrenda 178. **Objetivos.** En este trabajo se describen los corales blandos depositados en estas dos ofrendas. **Métodos.** La excavación, extracción, limpieza y preservación de los corales se realizó de acuerdo con el protocolo del Proyecto Templo Mayor. Debido al estado de conservación de los ejemplares, y a los efectos de 500 años de enterramiento, la identificación taxonómica se realizó considerando las características morfológicas externas. **Resultados.** Hasta el momento en las dos ofrendas se han encontrado cuatro especies de gorgonias del género *Pacifigorgia* (Cnidaria: Anthozoa: Octocorallia: Gorgoniidae), que actualmente tienen distribución en la costa del Pacífico mexicano. En la Ofrenda 178 se registraron tres especies, mientras que en la Ofrenda 179 se registraron las cuatro especies. **Conclusiones.** Lo relevante de estas ofrendas, en particular la Ofrenda 178, es la inusitada cantidad de corales inhumados, ya que contienen más de 150 colonias enteras y casi 300 lotes de fragmentos, para un total y nueva cifra récord de 454 corales, número nunca reportado anteriormente en ninguna ofrenda registrada en el corazón de la antigua ciudad de Tenochtitlan en los últimos 45 años de excavaciones. Debido a que las exploraciones arqueológicas de ofrendas al pie del recinto sagrado siguen en curso, es previsible que el número de especies y ejemplares de corales aumente en un futuro próximo.

Palabras clave: arqueozoología, excavaciones, gorgonia, mexicas, Templo Mayor

ABSTRACT

Background. Since 1978, more than 200 offerings have been studied in the archeological zone of the Templo Mayor of Tenochtitlan, where an enormous diversity of cultural objects, as well as rests of human beings, plants, and animals, including several coral species have been found. The offerings 178 and 179 were excavated recently, as they were discovered in 2019, and due to the type of material, but mainly because of the number of specimens, its excavation process and study have been slow and meticulous, and it is unfinished yet in the 178. **Objectives.** This study describes the soft corals deposited in these two offerings. **Methods.** Excavation, extraction, cleaning, and preservation of the corals were performed according to the Proyecto Templo Mayor protocol. Due to the state of conservation of the samples, and the effects of almost 500 years of burial, taxonomic identification was made considering the external morphological characteristics. **Results.** Until now, in both offerings, there are four species of gorgonians of the genus *Pacifigorgia* (Cnidaria: Anthozoa: Octocorallia: Gorgoniidae), currently distributed on the Mexican Pacific coast. In Offering 178, three species are registered, and four in Offering 179. **Conclusions.** The relevant aspect of these offerings, in particular Offering 178, is the exceptional amount of buried corals, because both contain more than 150 entire colonies and almost 300 lots of fragments, for a total of 454 corals, a number never recorded previously in any other offering in the heart of ancient Tenochtitlan during the last 45 years of excavations. Because the study of corals of the sacred temple will continue due to more excavation of offerings, the number of species and specimens will increase in the future.

Keywords: archeozoology, excavations, gorgonian, mexica, Great Temple.

¹ Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de la Costa. Av. UdeG 203, Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, 48280. México

² Proyecto Templo Mayor, Instituto Nacional de Antropología e Historia. Guatemala 60, Col. Centro, Cuauhtémoc, Ciudad de México, 06060. México

***Corresponding author:**

Pedro Medina-Rosas: e-mail: pedro.medina@cuc.udg.mx

To quote as:

Medina-Rosas, P., M. Á. Báez-Pérez & L. López-Luján. 2023. Corales blandos (Cnidaria: Anthozoa: Octocorallia) de las ofrendas 178 y 179 del Templo Mayor de Tenochtitlan, México. *Hidrobiológica* 33 (2): 97-104.

DOI:10.24275/AWHR2903

INTRODUCCIÓN

El estudio y revisión de las ofrendas del recinto sagrado de la antigua isla Tenochtitlan, ubicado bajo la actual Ciudad de México, inició en 1978 y como resultado se han encontrado una gran diversidad de grupos animales tanto terrestres como marinos, con diferentes significados para la cultura mexicana (López-Luján & Matos-Moctezuma, 2022). Como parte de los organismos marinos, se han registrado más de 200 ejemplares de corales en más de 30 ofrendas, casi la tercera parte de la totalidad que se han encontrado en este recinto sagrado. Los diversos tipos de corales que se han recuperado en las hasta ahora más de 200 ofrendas de la zona arqueológica del Templo Mayor, incluyen nueve especies de corales arrecifales, tres de corales blandos, dos de coral de fuego y uno de coral negro (Medina-Rosas *et al.*, 2021, 2022).

Después de 45 años de trabajo, las últimas ofrendas que se han estudiado son las 178 y 179, que se ubican en el centro del Cuauhxiccalco, una plataforma de planta circular de 16 m de diámetro y poco más de dos metros de altura. Durante la ampliación del Templo Mayor de la Etapa VI, a finales del siglo XV, el Cuauhxiccalco se sepultó con un espeso relleno constructivo, que transformó el espacio en la llamada Plaza Oeste. Aunque quedó enterrado debajo de la plaza, se mantuvo como un espacio donde se llevaban a cabo diversos actos religiosos (Matos-Moctezuma, 2018; Barrera, 2019; López-Luján, 2019), como la deposición de las ofrendas 178 y 179. El ritual de colocación aconteció en algún momento cercano al año 1500, debido a que ambas ofrendas se ubican por debajo del nivel del piso VI-2, correspondiente a la Etapa VI del Templo Mayor, entre los años 1486 y 1502, años de reinado del *Huei Tlatoani* Ahuizotl. Este emperador es recordado por grandes victorias y anexiones de territorio, y en particular se le atribuye la conquista de numerosos señoríos ubicados a lo largo de las costas pacíficas mexicanas, correspondientes a los modernos estados de Guerrero, Oaxaca y Chiapas, así como a parte la costa suroeste de Guatemala (Berdan & Anawalt, 1992).

La excavación de las ofrendas 178 y 179 se inició en 2019, proceso que aún continúa debido tanto a la riqueza y complejidad como a la pandemia de COVID-19. El primer nivel de la Ofrenda 178 llamó la atención por la cantidad nunca antes vista de estrellas de mar, y posteriormente por la enorme cantidad de corales blandos, algo que tampoco se había registrado previamente. Hasta este momento, en esta ofrenda se han registrado tres ejemplares de pez globo (*Diodon histrix* Linnaeus, 1758), un águila real (*Aquila chrysaetos* Linnaeus, 1758), un par de espátulas rosadas (*Platalea ajaja* Linnaeus, 1758) y un jaguar (*Panthera onca* Linnaeus, 1758). Además, se han recuperado más de dos mil conchas y caracoles que fueron colocados alrededor del felino. Los moluscos pertenecen a una gran variedad de especies que aún se encuentran en proceso de determinación. Asimismo, destacan algunos objetos culturales, entre los que resaltan un anillo (*anáhuatl*), un lanzadardos y numerosos dardos confeccionados con maderas de coníferas. Por otro lado, en la Ofrenda 179 se encontraron gavilanes *Accipiter* spp. Brisson, 1760 ataviados con adornos de oro, turquesa y piedra verde, acompañados además de cuchillos, conchas y caracoles, así como corales, de acuerdo a la representación y en honor del dios Huitzilopochtli (López-Luján *et al.*, 2022a).

Las ofrendas mexicanas son depósitos rituales de minerales, plantas, animales, seres humanos y objetos culturales que conllevan un complejo mensaje religioso y testimonian el respeto que los mexicas

tuvieron por la naturaleza y sus organismos. Se consideran como cosmogramas, es decir, representaciones en miniatura del universo, tal y como era concebido antes de la llegada de los españoles. En algunas ofrendas, las capas más profundas estaban compuestas por arena y organismos marinos para recrear el inframundo acuático de fertilidad y riqueza absolutas. Los elementos marinos suelen representar las profundidades del mar, y se encuentran asociados con los nueve niveles del inframundo que los mexicas creían que existían. A continuación, en las capas intermedias, los sacerdotes colocaban artefactos y organismos vinculados simbólicamente con la superficie terrestre: cocodrilos, tortugas, felinos, etcétera. Por último, en las capas superiores se ponían cadáveres de águilas, garzas, colibríes, espátulas rosadas y otras aves relacionadas con los cielos superiores (López-Luján & Matos-Moctezuma, 2022; López-Luján *et al.*, 2022b).

El objetivo de este trabajo es describir los corales blandos que se encontraron en las ofrendas 178 y 179 del Templo Mayor de Tenochtitlan, las ofrendas con mayor número de corales que se haya registrado para este sitio arqueológico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las ofrendas 178 y 179 se ubican en la parte oeste de la zona arqueológica del Templo Mayor de Tenochtitlan, en la actual Ciudad de México (Fig. 1). La excavación, extracción, limpieza y conservación de los corales de estas ofrendas se realizó por miembros del Proyecto Templo Mayor (PTM) del Instituto Nacional de Antropología e Historia (INAH). Para poder excavar las cajas de ofrendas, el PTM ha desarrollado una metodología de registro fundamentada en la ubicación espacial de cada uno de los elementos. Se toman fotografías cenitales de cada uno de los depósitos y de cada uno de los niveles de excavación para posteriormente hacer una impresión a escala 1:1, que permite ubicar la posición específica de cada elemento. Después, la imagen impresa es cubierta con una película plástica transparente sobre la que se traza la silueta del objeto, el número secuencial y la profundidad desde la cota. Estas impresiones y los datos registrados son posteriormente trabajados en programas de procesamiento de imágenes y análisis de datos que permiten registrar las posiciones de cada uno de los elementos excavados. Una vez que cada elemento es registrado, se levanta del depósito, se coloca en bolsas de plástico o en godetes, se etiqueta y pasa al Laboratorio de Conservación del PTM, donde cada elemento es limpiado y estabilizado para las siguientes intervenciones de conservación.

Una vez que se llegó al nivel donde estaban ubicados los corales en cada ofrenda, se procedió a limpiar el sedimento pegado a cada una de las colonias para poder hacer la extracción. Una vez en el laboratorio, se procedió a limpiar cada colonia y fragmento para dejar al coral libre de sedimento adherido. Debido a que las gorgonias tienen un esqueleto delicado y frágil, el trabajo es minucioso y lento para tratar de garantizar el estado de los corales blandos. Una vez limpios, cada ejemplar fue medido, pesado, descrito y fotografiado; posteriormente, la información gráfica y textual fue capturada en *Ofrendata*, un sistema de bases de datos del PTM. Como resultado de este proceso se cuenta con registros de la posición, acomodo y nivel en que fue encontrado cada uno de los ejemplares en cada ofrenda. Finalmente, los corales blandos fueron embalados y etiquetados para que puedan ingresar al almacén de resguardo del Museo del Templo Mayor del INAH.

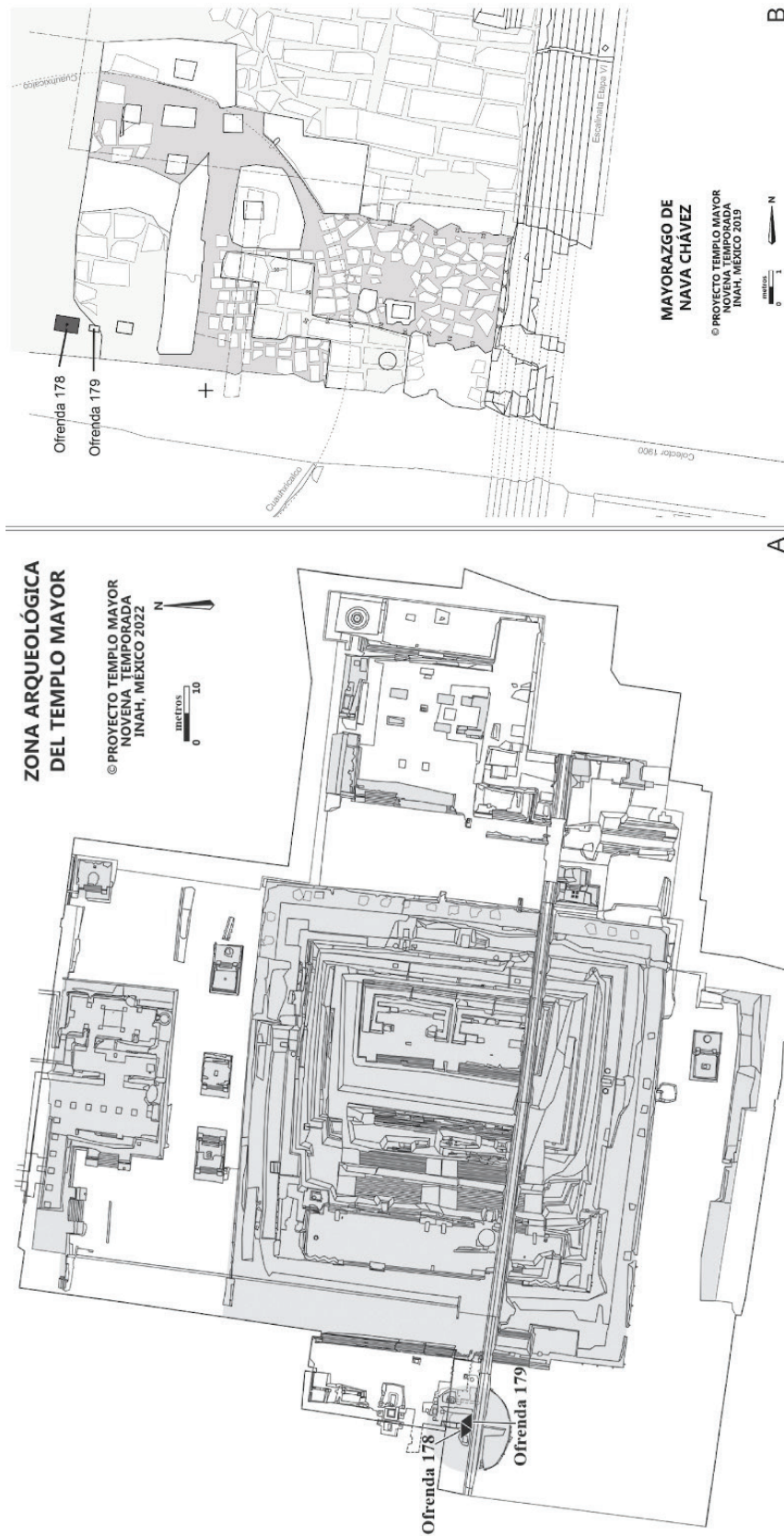


Figura 1. Ubicación de las ofrendas 178 y 179. A) En relación a la zona arqueológica del Templo Mayor. El Templo Mayor se encuentra al oriente de las ofrendas. B) Acercamiento del Cuauhtémoc, en el Mayorazgo de Nava Chávez. Créditos: mapas elaborados por Michelle De Anda, cortesía Proyecto Templo Mayor.

El proceso de revisión para la determinación taxonómica de los corales blandos se llevó a cabo en el Laboratorio de Conservación del PTM. Debido a las características propias de los corales blandos, como la fragilidad y delicadeza de las colonias, y a que sufrieron severos procesos de deterioro durante el más de medio milenio en que permanecieron enterrados, para la determinación taxonómica se revisaron las características de la morfología externa, y no se consideraron las escleritas. La determinación taxonómica de los ejemplares se realizó de acuerdo con los criterios de Bayer (1961), Breedy & Guzmán (2002, 2003) y Breedy & Cortés (2014).

Los resultados aquí presentados pudieran no estar completos para el caso de la Ofrenda 178 debido a que después de tres años, no se ha terminado de extraer todo el material, por lo que una vez que se termine el proceso de excavación de la ofrenda se podrá determinar la totalidad de los corales. De encontrarse más ejemplares, corresponderían a las capas inferiores de la ofrenda. En este trabajo se describen los ejemplares que estaban en el tercer nivel de la ofrenda. El primer nivel de organismos estaba compuesto por estrellas de mar, y debajo había una capa compuesta casi exclusivamente por corales blandos (Fig. 2). La exploración arqueológica y el análisis biológico de la Ofrenda 179, por su menor dimensión y cantidad de elementos, ya fue completada y es definitiva.

RESULTADOS

La caja de sillares que encierra la Ofrenda 178 mide 141 cm de lado, con orientación este a oeste, y 93 cm de ancho, con orientación norte a sur, y debido a que no se ha terminado su exploración (abril de 2023), se desconoce la profundidad. Hasta ahora se han explorado 35 cm en sentido vertical, de donde se han extraído más de 5 500 elementos, la mayor parte de ellos, organismos marinos. Por su parte, la caja de la Ofrenda 179, ubicada al este y a unos centímetros de la Ofrenda 178, mide 60 cm de lado en sentido este-oeste, 40 cm de ancho en sentido norte-sur y 40 cm de profundidad.

En la Ofrenda 178 se encontraron 147 colonias de corales blandos enteras, así consideradas por contar con la base con que estaban adheridas al sustrato arrecifal. Además, se registraron 266 lotes de fragmentos que posiblemente formaron parte de colonias enteras o que fueron depositadas de forma incompleta. En esta ofrenda, el primer nivel estaba compuesto por estrellas de mar, en un número mayor a cien individuos pertenecientes a tres especies características del Pacífico americano (*Pentaceraster cumingi* (Gray, 1840), *Pharia pyramidata* (Gray, 1840) y *Nidorellia armata* (Gray, 1840), obs. pers. Francisco Solís-Marín, ICML-UNAM). En el siguiente nivel fueron encontrados los corales blandos, que cubrían horizontalmente casi la totalidad de la ofrenda. Debajo de este nivel se encontraron otros organismos, entre

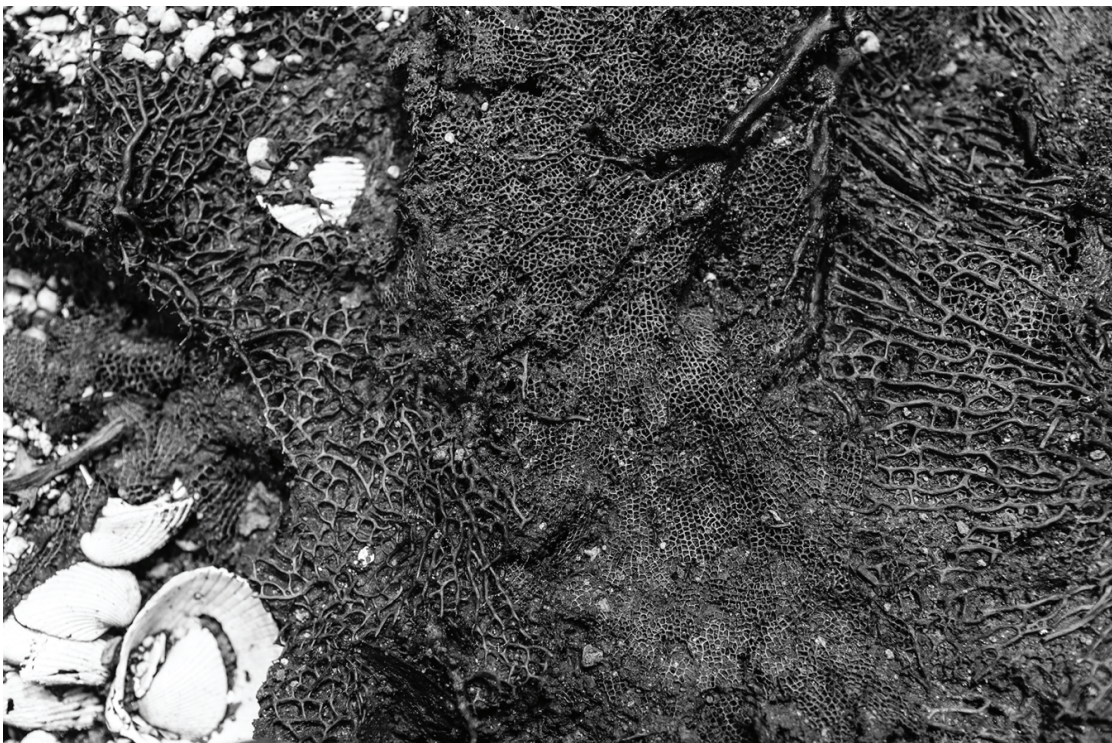


Figura 2. Sección de la Ofrenda 178 del Templo Mayor donde se observa la capa de corales blandos y algunos moluscos. Para escala considerar que la concha del bivalvo más grande abajo a la izquierda mide aproximadamente 4 cm. Crédito de la fotografía: Mirsa Islas, cortesía Proyecto Templo Mayor.

los que sobresale un jaguar y un gran número de moluscos (especialmente conchas de gasterópodos y bivalvos). El siguiente nivel aún no ha sido excavado y sigue sin conocerse su contenido. Por su parte, en la caja de menor tamaño de la Ofrenda 179 se encontraron 15 colonias enteras de coral blando y 26 fragmentos. En total, para ambas ofrendas se conjuntan 454 colonias enteras y fragmentos de corales blandos (Tabla 1).

Los ejemplares encontrados en estas ofrendas están compuestos por corales blandos del género *Pacifigorgia*, de la familia Gorgoniidae, suborden Holaxonia, orden Malacalcyonacea que corresponde a los corales blandos, subclase Octocorallia, clase Anthozoa, filo Cnidaria. Las gorgonias se caracterizan por presentar un esqueleto frágil y que, por el paso del tiempo, implica un manejo delicado para evitar que se rompa.

En total se registraron cuatro especies del género *Pacifigorgia* Bayer, 1951, sin embargo, por las condiciones de los ejemplares no se lograron asignar hasta el nivel de especie. Particularmente, en la Ofrenda 178 se registraron tres especies de *Pacifigorgia*, mientras que en la Ofrenda 179 se registraron las cuatro especies. En la Tabla 1 se muestran los números de ejemplares correspondientes a cada especie por cada ofrenda, y en la Figura 3 se incluyen ejemplares representativos de cada especie. La dimensión máxima de las colonias de gorgonias fue de 36 cm en su eje mayor, y en promedio las colonias midieron 10 cm.

Se considera que las dos ofrendas fueron inhumadas en el mismo ritual, quizá incluso el mismo día, hace aproximadamente quinientos años, ya que ambas yacían bajo un sello de argamasa de más de 30 cm de espesor, lo que indica que fueron depositadas durante el mismo evento ceremonial.

DISCUSIÓN

El número de ejemplares de corales encontrado en la Ofrenda 178, con más de 450 colonias y fragmentos, es el mayor jamás registrado para cualquier depósito ritual de la antigua ciudad de Tenochtitlan y específicamente de la Zona Arqueológica del Templo Mayor. Anteriormente, el mayor número de corales había sido encontrado en la Ofrenda 1, con 95 ejemplares, principalmente fragmentos del coral de fuego de las especies *Millepora complanata* Lamarck, 1816 y *Millepora alcicornis* Linnaeus, 1758, ambas residentes actuales del Caribe y Golfo de

México (Calder & Cairns, 2009). En relación a la cantidad de gorgonias previamente encontrada, la Ofrenda 7 tenía el mayor registro, con 50 ejemplares. En cuanto a riqueza de especies, el mayor número de especies se encontró en la Ofrenda 126, una ofrenda particular por la cantidad y calidad de materiales depositados (Chávez *et al.*, 2019), en donde fueron encontradas siete especies de corales (Medina-Rosas *et al.*, 2022).

El trabajo de excavación de la Ofrenda 178 aún continúa después de tres años debido a la cantidad y calidad de los elementos encontrados en las capas inferiores, que incluyen numerosos ejemplares de conchas y caracoles, y que por el estado de conservación y proceso de excavación arqueológica implica un trabajo delicado para su extracción. Se espera que se complete en unos meses más.

Las gorgonias son corales blandos que se distribuyen en todos los océanos tropicales, y son particularmente abundantes en la costa del Pacífico americano (Breedy & Guzmán, 2002; Sánchez *et al.*, 2019). Las gorgonias pueden habitar tanto en zonas someras como profundas (mayores a 30 m). En algunas regiones, como en el Pacífico mexicano, existen diferencias en la composición de especies entre ambas profundidades (Sánchez *et al.*, 2019). En esta región, los estudios sobre gorgonias son escasos y solo existen registros puntuales principalmente en el Golfo de California y en Oaxaca (Sánchez *et al.*, 2019). Hasta el momento, se han reportado 34 especies, de las cuales 18 habitan en la zona somera (máximo 30 m de profundidad), aunque las colonias del género *Pacifigorgia* pueden encontrarse hasta 70 m de profundidad (Sánchez *et al.*, 2019). Algunas especies del Pacífico mexicano son endémicas y se requieren más estudios para entender su biología y ecología, así como determinar su distribución batimétrica (Sánchez *et al.*, 2019). En México, incluso se han descrito nuevas especies recientemente, como una proveniente de Oaxaca (Breedy *et al.*, 2012). También es de particular interés la asociación que tienen las gorgonias con moluscos, crustáceos y equinodermos (Sánchez *et al.*, 2016, 2019; Granja-Fernández *et al.*, 2023). En ningún ejemplar del Templo Mayor se encontraron organismos asociados a las gorgonias. Se desconoce si es porque así procedían del océano o porque fueron limpiadas intencionalmente antes de depositarse como dones en las ofrendas. Además, los organismos asociados generalmente son pequeños y frágiles, por lo que es probable que, en caso de que no se hubieran retirado, el material se haya dañado o desintegrado con el tiempo.

Tabla 1. Número de colonias enteras o fragmentadas de corales blandos del género *Pacifigorgia* en las ofrendas 178 y 179 del Templo Mayor. Una colonia entera se considera así si conserva la base con la que estaba sujeta al fondo marino.

Especie	Ofrenda 178			Ofrenda 179		
	Entera	Fragmentos	TOTAL	Entera	Fragmentos	TOTAL
<i>Pacifigorgia</i> sp. 1	104	166	270	7	22	29
<i>Pacifigorgia</i> sp. 2	41	98	139	4	4	8
<i>Pacifigorgia</i> sp. 3	2	2	4	2	0	2
<i>Pacifigorgia</i> sp. 4	0	0	0	2	0	2
TOTAL	147	266	413	15	26	41

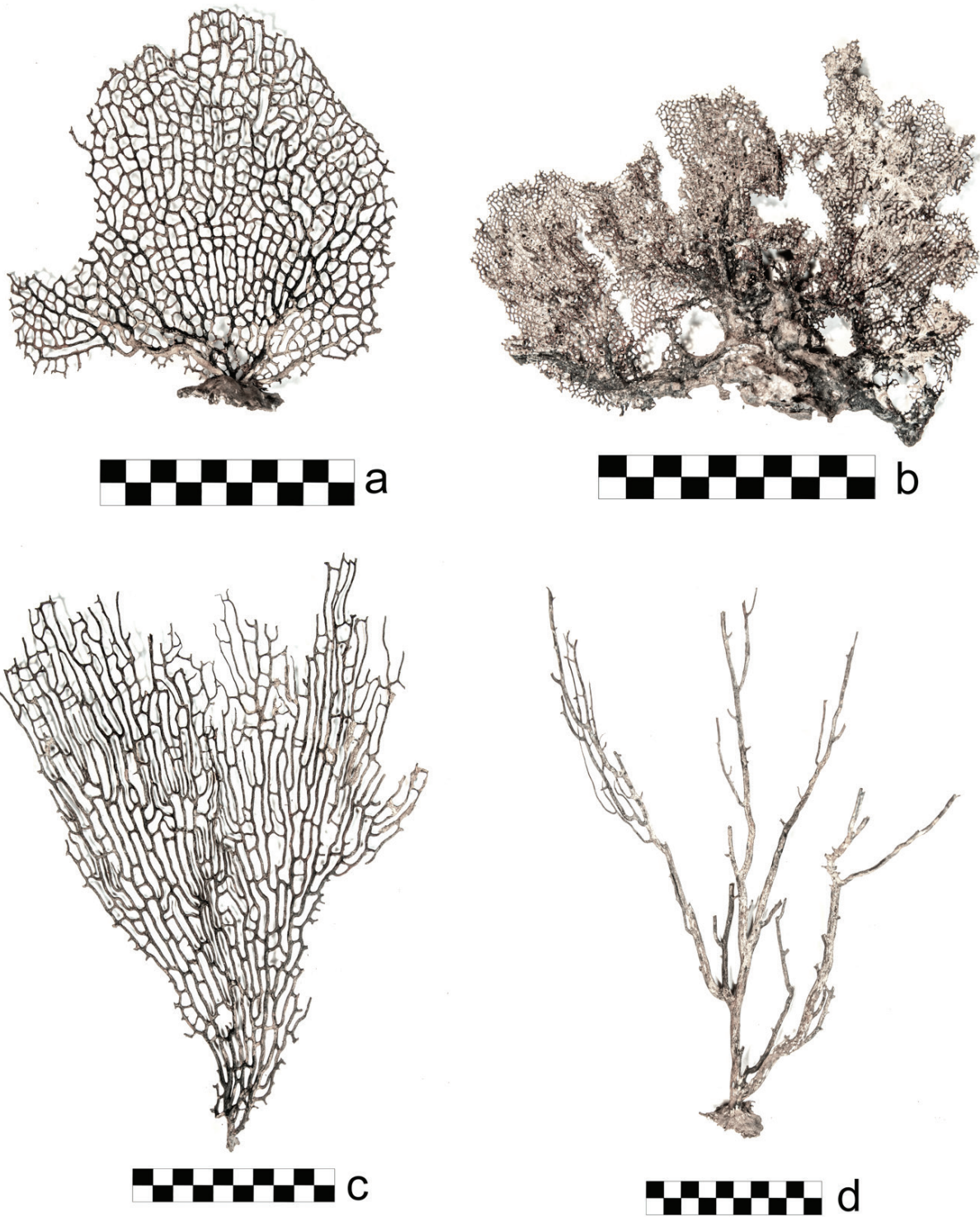


Figura 3. Ejemplares de las cuatro especies de *Pacifigorgia*: a) *Pacifigorgia* sp. 1, b) *Pacifigorgia* sp. 2, c) *Pacifigorgia* sp. 3 y d) *Pacifigorgia* sp. 4. Tres especies fueron registradas en la Ofrenda 178 (a, b y c), y una cuarta en la Ofrenda 179 (d) del Templo Mayor. Cada bloque blanco y negro de la escala equivale a 1 cm. Créditos de las fotografías: Mirsa Islas, cortesía Proyecto Templo Mayor.

Dentro de las regiones de México de donde podrían provenir los ejemplares del Templo Mayor, de acuerdo a la cercanía y el conocimiento histórico que se tiene de la época, hay que considerar las costas de Guerrero y Oaxaca, e incluso Chiapas, con una distancia mínima de 300 km de Tenochtitlan a Acapulco, y de más de 500 km hasta Oaxaca. Para la costa de Oaxaca hay estudios recientes sobre los corales blandos cercanos a Huatulco, con muestreos en dos sitios con profundidades máximas de 15 m, donde se encontraron siete especies, incluidas cuatro del género *Pacifigorgia* (*Pacifigorgia adamsii* (Verrill, 1868), *Pacifigorgia engelmanni* (Horn, 1861), *Pacifigorgia pulchra* (Verrill, 1870) y *Pacifigorgia rutila* (Verrill, 1868) (Abeytia, 2018); y en otros nueve sitios someros donde se registraron once especies, incluidas cinco de *Pacifigorgia*, las mismas cuatro del primer estudio más *Pacifigorgia media* (Verrill, 1864) (Abeytia *et al.*, 2013). Con respecto a Guerrero, hay registros más antiguos e incluso especies que se describieron hace más de 150 años por Verrill (1868) con ejemplares de *P. media* y *P. rutila* que fueron recolectados en Acapulco.

Las colonias del género *Pacifigorgia* son las más abundantes en el Pacífico oriental tropical (Breedy & Guzmán, 2002). Hay especies de otros géneros como *Leptogorgia*, que pueden ser comunes y abundantes en estas costas (Abeytia, 2018). Las especies encontradas en las ofrendas 178 y 179 posiblemente correspondan a *P. engelmanni*, *P. media*, *P. rutila* o *P. stenobrochis* (Valenciennes, 1846), pero debido a las condiciones en que se encuentran los ejemplares no se pudo realizar la determinación específica. Estas especies tienen distribución actual en el Pacífico mexicano, *P. engelmanni* solo con registro en Acapulco, más amplia en *P. media* y *P. rutila* (registradas en el Golfo de California y en Acapulco, incluso en Centro América), y *P. stenobrochis* con un registro solo en Acapulco para México, aunque con mayor distribución en Centro América (Breedy & Guzmán, 2002). La especie *P. eximia* (Verrill, 1868) posiblemente también esté presente en las ofrendas, pero actualmente no tiene distribución en México; tiene registros en Costa Rica y Panamá (Breedy & Guzmán, 2002), por lo que se requieren más análisis de los ejemplares.

Uno de los problemas con las gorgonias, y en particular con los estudios sobre las 17 especies de *Pacifigorgia* del Pacífico americano, es que históricamente se han realizado con identificaciones incompletas o erróneas, incluso desde la descripción de las especies. En algunos casos, solo se cuenta con datos anecdóticos sobre la abundancia para ciertos sitios, por lo que la información es escasa y fragmentada, además de que se carece de mapas de distribución completos (Breedy & Guzmán, 2002).

Las gorgonias son organismos que se desarrollan principalmente en arrecifes rocosos, característicos de la costa pacífica de México, y en donde es posible encontrarlas en diferentes tipos de sustratos, como algas calcáreas o esponjas, y también roca o arena. Las gorgonias del Pacífico americano tienen reproducción sexual por planulación, por lo que generalmente cuando las larvas son liberadas, se asientan cerca de las colonias madre y forman parches de colonias de la misma especie (Breedy & Guzmán, 2002). Esto facilita la ubicación de sitios con alta abundancia de ciertas especies, como pudo haber sucedido con la recolecta de grandes cantidades de colonias, como las que se depositaron en la Ofrenda 178, pudo haberse realizado en sitios particulares de la costa, para ser destinadas a las ofrendas del Templo Mayor. Actualmente, la abundancia en ciertos sitios puede ser alta en zonas rocosas someras de la costa de Oaxaca, con abundancia relativa

hasta de casi 30 colonias en ciertos puntos del arrecife rocoso (Abeytia, 2018). Es posible que hace 500 años las abundancias pudieron ser igual o mayores. Al considerar la abundancia actual de gorgonias, se habrían requerido visitar varios sitios en el mar o la playa, y un esfuerzo considerable de tiempo para conjuntar los más de 450 ejemplares que se depositaron en estas ofrendas.

Los corales blandos de estas ofrendas, así como los encontrados en otros depósitos rituales del Templo Mayor, pudieron haber sido recolectados directamente en arrecifes someros (hasta de un par de metros de profundidad), o incluso tratarse de colonias y fragmentos arrancados de sus sustratos en el fondo del mar, y depositados en la playa, ya que algunos corales pueden ser encontrados ahí naturalmente, usualmente después de tormentas que los arrastran hasta la orilla del mar. Aunque pudiera ser que los ejemplares hayan sido recolectados vivos, no hay evidencia para afirmar que los corales fueron inhumados en el Templo Mayor aún con vida. Algunos ejemplares tienen signos de erosión, fragmentación o desgaste por el tiempo y sustrato donde se encontraban, al igual que el resto del material que se ha encontrado en las excavaciones (Medina-Rosas *et al.*, 2022).

Con respecto a ciertos aspectos arqueológicos de los corales de las ofrendas 178 y 179, es necesario considerar que estos depósitos rituales se localizaron al pie del Templo Mayor, en el sector meridional de la pirámide, consagrado al culto del dios solar Huitzilopochtli (López-Luján, 1993). Las ofrendas 178 y 179 están alineadas con la capilla del dios solar y de la guerra Huitzilopochtli. Ambas ofrendas tenían en su interior los restos esqueléticos de predadores que fueron vestidos con insignias y ornamentos de ricas materias primas, los cuales estaban relacionados simbólicamente con la guerra. En la Ofrenda 178 había un jaguar con símbolos bélicos y armas de madera. En contraste, la Ofrenda 179 contenía los restos de dos aves rapaces cubiertas con artefactos de oro, turquesa, jadeíta y concha que las vinculaban con Huitzilopochtli. La iconografía está directamente relacionada con el dios del Sol, por lo que es posible que ambas aves hayan sido depositadas en representación de este numen (López-Luján *et al.*, 2022a). En el caso de la Ofrenda 178, donde se ubica un jaguar, aún no ha sido posible detectar los elementos e insignias que permitan identificar a este personaje y su posible función dentro del depósito, aunque se han encontrado armas y un ave rapaz, elementos mencionados directamente también con el dios del Sol (López-Luján *et al.*, 2022a).

Durante la novena y más reciente temporada de exploraciones del Proyecto Templo Mayor se han detectado diversas cajas de ofrendas alineadas con Huitzilopochtli, incluidas las ofrendas 178 y 179. Este eje se proyecta hacia el poniente por la actual calle de Guatemala, donde se han hecho descubrimientos en los últimos años, como el templo Ehécatl Quetzalcóatl (dedicado al viento), el juego de pelota o el *tzompantli* (muro de cráneos humanos) (Barrera, 2019).

Al considerar los más de 200 ejemplares de corales encontrados previamente en las ofrendas exploradas por el PTM desde 1978 (Medina-Rosas *et al.*, 2022), junto con los ejemplares de este estudio de las ofrendas 178 y 179, que incluye la ofrenda con mayor cantidad de corales jamás registrada previamente, se completa un total de 691 ejemplares de corales, tanto arrecifales, blandos, de fuego y negros, en 38 ofrendas (de 209 estudiadas) en el Templo Mayor de Tenochtitlan. Se espera que este número siga aumentando en el futuro conforme siga avanzando la exploración arqueológica del recinto sagrado.

AGRADECIMIENTOS

Gracias a quienes participaron en la limpieza, la conservación y el procesamiento de las muestras de corales de las ofrendas 178 y 179 del Templo Mayor, desde la excavación hasta la incorporación de los corales en la colección del Museo del Templo Mayor, especialmente a Tomás Cruz Ruiz por los trabajos de excavación, y a Alejandra Aguirre Molina y Antonio Marín Calvo por la revisión de la Ofrenda 179. Gracias a Mirsa Islas por las fotografías de los ejemplares y a Michelle De Anda por los mapas de ubicación. Gracias a Odalisca Breedy de la Universidad de Costa Rica por la identificación de las gorgonias. Se agradecen los comentarios de los revisores anónimos que mejoraron la calidad del manuscrito.

REFERENCIAS

- ABEYTA, R. 2018. Determinación del efecto del tipo de cobertura del sustrato sobre la estructura de la comunidad de gorgonias no simbióticas en la costa de Oaxaca, México. Tesis de Maestría (Biología Marina). Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, México. 68 p.
- ABEYTA, R., H. M. GUZMÁN & O. BREEDY. 2013. Species composition and bathymetric distribution of gorgonians (Anthozoa: Octocorallia) on the Southern Mexican Pacific coast. *Revista de Biología Tropical* 61 (3): 1157-1166. DOI: 10.15517/rbt.v61i3.11910
- BARRERA R. R. 2019. Las exploraciones del Cuauhxiccalco, el Huei Tzompantli, el Templo de Ehécatl-Quetzalcóatl, la Cancha de Juego de Pelota y el Calmécac. *In: López Luján L. & E. Matos Moctezuma (Coords.). Al pie del Templo Mayor de Tenochtitlan*. El Colegio Nacional, pp. 87-113.
- BAYER, F.M. 1961. The shallow water Octocorallia of the west Indian region. *Studies of Fauna Curacao* 12 (55): 1-373.
- BERDAN, F. B. & P. ANAWALT. 1992. *The essential Codex Mendoza*. University of California Press, Berkeley, Los Angeles, 415 p.
- BREEDY, O. & J. CORTÉS. 2014. Shallow water gorgonians (Octocorallia: Gorgoniidae) from the North Pacific of Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 62 (S4): 43-62. DOI: 10.15517/rbt.v62i4.20032
- BREEDY, O. & H. M. GUZMÁN. 2002. A revision of the genus *Pacifigorgia* (Coelenterata: Octocorallia: Gorgoniidae). *Proceedings of the Biological Society of Washington* 115: 782-839.
- BREEDY, O. & H. M. GUZMÁN. 2003. Octocorals from Costa Rica: The genus *Pacifigorgia* (Coelenterata: Octocorallia: Gorgoniidae). *Zootaxa* 281: 1-60. DOI: 10.11646/zootaxa.281.1.1
- BREEDY, O., R. ABEYTA & H. M. GUZMÁN. 2012. A new species of *Leptogorgia* (Cnidaria: Anthozoa: Octocorallia) from the Mexican Pacific Coast. *Bulletin of Marine Science* 88 (2): 319-325. DOI: 10.5343/bms.2011.1103
- CALDER, D. R. & S. D. CAIRNS. 2009. Hydroids (Cnidaria: Hydrozoa) of the Gulf of Mexico. *In: Felder, D. L. & D. K. Camp (Eds.). Gulf of Mexico-Origins, Waters, and Biota: Biodiversity*. Texas A&M Press, pp. 381-394.
- CHÁVEZ X. Z., J. CASTRO I. & K. H. LÓPEZ. 2019. Manipulación y reutilización de huesos de fauna en la Ofrenda 126: una representación del inframundo. *In: López-Luján L. & E. Matos-Moctezuma (Coords.). Al pie del Templo Mayor de Tenochtitlan*. El Colegio Nacional, pp. 511-538.
- GRANJA-FERNÁNDEZ, R., B. MAYA-ALVARADO, F. A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA, A. LÓPEZ-PÉREZ. 2023. Ophiuroidea (Echinodermata) diversity partitioning across the eastern tropical Pacific. *Regional Studies in Marine Science* 60: 102835. DOI: 10.1016/j.rsma.2023.102835
- LÓPEZ-LUJÁN, L. 1993. *Las ofrendas del Templo Mayor de Tenochtitlan*. Instituto Nacional de Antropología e Historia, Ciudad de México, 432 p.
- LÓPEZ-LUJÁN, L. 2019. Al pie del Templo Mayor: excavaciones arqueológicas en torno al monolito de la diosa Tlaltecuhli y el Huei Cuauhxiccalco. *In: López-Luján L. & E. Matos-Moctezuma (Coords.). Al pie del Templo Mayor de Tenochtitlan*. El Colegio Nacional, pp. 37-86.
- LÓPEZ-LUJÁN, L., A. AGUIRRE-MOLINA & A. MARÍN-CALVO. 2022a. Las imágenes de Huitzilopochtli en el Templo Mayor de Tenochtitlan. *Arqueología Mexicana* 28: 22-33.
- LÓPEZ-LUJÁN, L., A. AGUIRRE-MOLINA & I. ELIZALDE-MÉNDEZ. 2022b. Vestidos para matar. *In: López-Luján L. & E. Matos-Moctezuma (Coords.). Los animales y el recinto sagrado de Tenochtitlan*. El Colegio Nacional, Harvard University, pp. 183-225.
- LÓPEZ-LUJÁN, L. & E. MATOS-MOCTEZUMA. 2022. *Los animales y el recinto sagrado de Tenochtitlan*. El Colegio Nacional, Harvard University, Ciudad de México, 818 p.
- MATOS-MOCTEZUMA, E. 2018. Cuauhxiccalco. *Arqueología Mexicana, Edición especial* 81: 66-67.
- MEDINA-ROSAS, P., L. LÓPEZ-LUJÁN & B. ZÚÑIGA-ARELLANO. 2021. Corales para los dioses: ofrendas marinas en Tenochtitlan. *Arqueología Mexicana* 28: 20-29.
- MEDINA-ROSAS, P., B. ZÚÑIGA-ARELLANO & L. LÓPEZ-LUJÁN. 2022. Los corales de las ofrendas del recinto sagrado de Tenochtitlan. *In: López-Luján L. & E. Matos-Moctezuma (Coords.). Los animales y el recinto sagrado de Tenochtitlan*. El Colegio Nacional, Harvard University, pp. 273-302.
- SÁNCHEZ, J. A., A. P. FUENTES-PARDO, Í. N. ALMHAIN, N. E. ARDILA-ESPITIA, J. CANTERA-KINTZ & M. FORERO-SHELTON. 2016. The masquerade game: marine mimicry adaptation between egg-cowries and octocorals. *PeerJ* 4: e2051. DOI: 10.7717/peerj.2051
- SÁNCHEZ, J. A., L. F. DUEÑAS, S. J. ROWLEY, F. L. GONZÁLEZ-ZAPATA, D. C. VERGARA, S. M. MONTAÑO-SALAZAR, I. CALIXTO-BOTÍA, C. E. GÓMEZ, R. ABEYTA, P. L. COLIN, R. T. S. CORDEIRO & C. D. PÉREZ. 2019. Gorgonian Corals. *In: Loya, Y., K. A. Puglise, T. C. L. Bridge (Eds.). Mesophotic Coral Ecosystems. Coral Reefs of the World 12*, Springer, Cham, pp. 729-747. DOI: 10.1007/978-3-319-92735-0_39
- VERRILL, A. E. 1868. Notes on Radiata in the Museum of Yale College, with descriptions of new genera and species. No. 6. Review of the corals and polyps of the west coast of America. *Transactions of the Connecticut Academy of Arts and Science* 1: 377-558.

Densidad, biomasa y estructura de tallas del pez león en el arrecife Tuxpan, Veracruz

Density, biomass, and size structure of lionfish in the Tuxpan reef, Veracruz

Carlos González-Gándara^{1*}

Recibido: 30 de octubre de 2022.

Aceptado: 20 de abril de 2023.

Publicado: agosto de 2023.

RESUMEN

Antecedentes. El control del pez león en el arrecife Tuxpan está limitado por falta de conocimiento. Además de su registro en 2012, existe información sobre alimentación y datos dispersos sobre su abundancia y talla que son insuficientes para definir las estrategias de manejo local. **Objetivos.** Determinar algunos aspectos poblacionales (densidad, biomasa, distribución de tallas) del pez león y su relación con las variables ambientales y la densidad de presas en el arrecife Tuxpan, Veracruz. **Métodos.** Fueron realizados 122 muestreos en seis estratos de profundidad de las pendientes arrecifales. En cada censo, se caracterizó el ambiente (rugosidad, cobertura coralina, oleaje y profundidad) y se estimaron la abundancia, talla y biomasa del pez león, así como la abundancia de sus presas potenciales. La información fue comparada y relacionada con las variables ambientales, usando dos escalas: pendientes y estratos de profundidad. La distribución de tallas se obtuvo a partir de 43 peces capturados. **Resultados.** La densidad del pez león en el arrecife Tuxpan fue de 24.6 ind/ha y la biomasa de 4 440 g/ha. A escala de pendientes no se detectaron diferencias en la densidad y biomasa, pero el análisis por estratos de profundidad relacionó la densidad con la rugosidad en barlovento ($r = 0.81$, $p = 0.05$) y con la cobertura coralina ($r = 0.76$, $p = 0.08$) en sotavento. La abundancia de presas potenciales no mostró relación con la densidad y biomasa del pez león. La población de esta especie posee un rango de tallas de 7.4 a 35.6 cm. **Conclusiones.** La población de pez león en el arrecife Tuxpan está representada por juveniles y adultos cuya densidad se relaciona a escala de estratos de profundidad con la rugosidad y la cobertura coralina.

Palabras clave: arrecifes coralinos, especies invasoras, densidad, pez león, océano Atlántico.

¹ Laboratorio de Arrecifes Coralinos, Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Veracruzana. Carr. Tuxpan-Tampico Km 7.5, Col. Universitaria, Tuxpan, Veracruz, CP. 92895, México.

***Corresponding author:**

Carlos González-Gándara: e-mail: cggandara@hotmail.com

To quote as:

González-Gándara, C. 2023. Densidad, biomasa y estructura de tallas del pez león en el arrecife Tuxpan, Veracruz. *Hidrobiológica* 33 (2): 105-114.

DOI:10.24275/NJYW6832

ABSTRACT

Background. The control of lionfish in the Tuxpan reef is limited due to a lack of knowledge. In addition to its registration in 2012, there is information on feeding and scattered data on its abundance and size that need to be revised to define local management strategies. **Objectives.** To determine some population aspects (density, biomass, size distribution) of lionfish and their relationship with environmental variables and prey density in the Tuxpan reef, Veracruz. **Methods.** 122 censuses were carried out in six depth strata of the reef slopes. In each census, the environment (rugosity, coral cover, wave intensity, and depth) was characterized; the abundance, size, and biomass of lionfish were estimated, as well as the abundance of its potential prey. The information was compared and related to the environmental variables using two scales: slope and depth strata. The size distribution was obtained from 43 fish captured. **Results.** The density of lionfish in the Tuxpan reef was 24.6 ind/ha and the biomass of 4 440 g/ha. No differences in density and biomass were detected at the slope scale, but analysis by depth strata related density with rugosity in windward ($r = 0.81$, $p = 0.05$) and to coral cover ($r = 0.76$, $p = 0.08$) in leeward. The abundance of potential prey showed no relationship with lionfish density and biomass. The lionfish population has a size range of 7.4 to 35.6 cm. **Conclusions.** The lionfish population at Tuxpan reef is represented by juveniles and adults whose density is related at the depth strata scale to rugosity and coral cover.

Key words: coral reefs, invasive species, density, lionfish, Atlantic Ocean.

INTRODUCCIÓN

La notable capacidad adaptativa de *Pterois* spp. (pez león) generó una expansión rápida a partir del año 2004 y le ha permitido colonizar gran parte del Golfo de México y el Mar Caribe (Schofield, 2009, 2010). El éxito del pez león es atribuido parcialmente a su voracidad, su dieta alimenticia diversa y el alto índice de consumo que incluye invertebrados y pequeños peces (Morris & Akins, 2009; Morris & Whitfield, 2009; Cerino *et al.*, 2013; Aguilar-Medrano & Vega-Cendejas, 2020; González-Gándara *et al.*, 2020; Murillo-Pérez *et al.*, 2021) así como, a su estrategia reproductiva (Gardner *et al.*, 2015). La abundancia del pez león en los arrecifes coralinos puede generar competencia con los depredadores nativos por las presas y el espacio (Palmer *et al.*, 2016), así como, limitar el reclutamiento (Albins & Hixon, 2008) y la densidad poblacional de sus presas (Green *et al.*, 2012; Albins & Hixon, 2013). Con esto, puede modificar la estructura de las comunidades locales de peces, las redes tróficas (Arias-González *et al.*, 2011) y generar efectos indirectos en la salud arrecifal (Albins & Hixon, 2013). Por lo anterior, el pez león es considerado una amenaza para el ecosistema arrecifal (Albins, 2015), especialmente para los peces solitarios de talla pequeña que residen cerca del sustrato o comparten su hábitat (Rocha *et al.*, 2015; García-Rivas *et al.*, 2018). El efecto sobre las comunidades de peces está en función de su densidad poblacional, al respecto, las estimaciones efectuadas en el Caribe revelan una gran abundancia de pez león en algunas localidades de Bahamas (Green & Côté, 2009) y Cuba (Cobian-Rojas *et al.*, 2016) y una baja densidad en localidades de Colombia (Bayraktarov *et al.*, 2014) y Venezuela (Agudo & Klein-Salas, 2014; Elise *et al.*, 2015), entre otras. Por esto, la investigación de las poblaciones de pez león es fundamental para conocer su comportamiento poblacional y generar los planes de control y manejo adecuados a la realidad de cada localidad.

En la costa de Veracruz (suroccidente del Golfo de México) existen tres sistemas de arrecifes coralinos: Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan (SALT), Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV) y Sistema Arrecifal Los Tuxtlas (SAT); los dos primeros decretados como Áreas Naturales Protegidas (ANP) (CONANP, 2014, 2017). En la zona costera marina de Veracruz, el pez león fue registrado por vez primera en los arrecifes en 2011 (Santander-Monsalvo *et al.*, 2012). Posteriormente, fue registrado en otras localidades al norte (González-Gándara *et al.*, 2012; González-Gándara, 2015), centro (Castañeda-Chávez *et al.*, 2019) y sur de Veracruz (González-Gándara, 2020a, 2020b). Aunque han transcurrido más de 10 años desde la llegada del pez león a los arrecifes de Veracruz, la investigación es escasa y dispersa. El conocimiento sobre el pez león en esta región incluye: datos de talla y peso (Reyes-Aguilar *et al.*, 2018), estudios helmintológicos (Montoya-Mendoza *et al.*, 2017), metales pesados en tejidos (Montoya-Mendoza *et al.*, 2019) y contenido estomacal (Aguilar-Medrano & Vega-Cendejas, 2020; González-Gándara *et al.*, 2020), pero no existen datos sobre densidad, biomasa y distribución vertical, que son básicos para definir las futuras estrategias de control.

El establecimiento de poblaciones de pez león en los arrecifes de Veracruz puede representar un peligro para las especies de peces endémicas como *Halichoeres burekae* Weaver & Rocha, 2007 y *Tigri-gobius redimiculus* Taylor & Akins, 2007, mismas que, recientemente han sido reportadas como parte del contenido estomacal del pez león (González-Gándara *et al.*, 2020). Por otro lado, en los planes de manejo de estas ANPs (CONANP, 2014, 2017), se contemplan actividades de

control de las poblaciones de pez león con el fin de preservar la biodiversidad de los arrecifes coralinos, actividades que deben ajustarse a las condiciones locales (Gómez-Lozano *et al.*, 2013) y enfocarse en la conservación de las especies raras (South *et al.*, 2017) que poseen un valor recreativo.

Las preferencias de hábitat del pez león han sido relacionadas con la edad (García-Rivas *et al.*, 2018) y con sus actividades depredadoras, que pueden verse potenciadas por la complejidad estructural del sustrato (Hunt *et al.*, 2019) y la abundancia de presas (Bejarano *et al.*, 2015; Andradi-Brown, 2019). Los arrecifes tipo plataforma presentan diferencias de cobertura coralina, entre zonas arrecifales. Por ejemplo, en el arrecife Tuxpan, la pendiente de barlovento es poco pronunciada, con una cobertura de coral menor al 15 %, mientras que la pendiente de sotavento es abrupta y su cobertura de coral es de hasta el 41 % (González-Gándara & Salas-Pérez, 2019). Los valores de la cobertura coralina están asociados a la rugosidad y varían en función de la exposición al oleaje (Rogers *et al.*, 2016) y la profundidad (González-Gándara & Salas-Pérez, 2019) y pueden relacionarse con la densidad del pez león y sus presas. Los objetivos de este estudio fueron (1) documentar la distribución del pez león en un arrecife de plataforma relacionándola con las variables ambientales (cobertura de coral, rugosidad, profundidad y oleaje) y la densidad de presas, y (2) determinar algunos atributos de la población de pez león (densidad, biomasa y distribución de tallas) en el arrecife Tuxpan, Veracruz, Golfo de México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. El arrecife de Tuxpan (21° 1' 38" N y 97° 11' 40" O) está ubicado en el Golfo de México, frente a la costa de Tuxpan, Veracruz, México (Fig. 1). Este sistema arrecifal de forma ovalada tiene una profundidad que varía entre 0.5 y 30 m.

Recolecta de datos. Durante el verano de 2015, 122 muestreos fueron distribuidos sistemáticamente en dos zonas del arrecife Tuxpan (61 en barlovento, 61 en sotavento). En cada una de las pendientes (barlovento y sotavento) se establecieron seis sitios de muestreo, considerando seis estratos de profundidad (3-5, 5-10, 10-15, 15-20, 20-25 y 25-30 m) que fueron definidos a partir de sus diferencias en cobertura coralina. Utilizando la metodología de Green *et al.* (2012) modificada, en cada estrato se tendieron entre 3 y 20 transectos en banda de 25 x 2 m (Tabla 1), dispuestos paralelamente al eje central del arrecife (Fig. 1). El número de transectos en cada estrato dependió del área ocupada por éstos y fueron recorridos mediante buceo SCUBA. Los muestreos incluyeron dos etapas: (1) caracterización de cada estrato en función de su profundidad, cobertura coralina, rugosidad y exposición al oleaje, y (2) estimación de la abundancia y talla del pez león, así como la densidad de los peces considerados como presas potenciales.

Caracterización ambiental. En cada una de las muestras se determinó la profundidad promedio, estimada a partir de tres mediciones sobre el transecto (al inicio, en medio y al final) efectuadas con una computadora de buceo y con precisión a centímetros. Además, se estimó la cobertura coralina a partir de ~ 25 fotografías del sustrato realizadas con una cámara fotográfica Cannon Shot de 12 mmp montada sobre un bastón y colocada a 1 m del fondo. Las fotografías se tomaron paralelamente a cada transecto y posteriormente, fueron analizadas con el programa Coral Point Count (Kohler & Gill, 2006) utilizando 25 puntos al azar en cada fotografía. Adicionalmente, se estimó la rugosidad (r)

del sustrato, con una cadena metálica de 5 m de longitud colocada al lado del transecto. Para esto, se midió la distancia desde el extremo de la cadena colocado al inicio de cada transecto (0 m) hasta la punta de ésta. Este dato se dividió sobre la longitud total de la cadena (5 m). El cociente resultante se restó de 1 para obtener un valor de la rugosidad, que osciló entre 0 (nula) y 1 (alta). Finalmente, se categorizó la exposición al oleaje de cada transecto utilizando la siguiente escala ordinal a partir de la altura del oleaje: 4 = muy intenso (altura mayor a 25 cm), 3 = intenso (altura entre 10 y 25 cm), 2 = moderado (altura entre 1 y 10 cm) y 1n= nulo (sin oleaje).

Distribución vertical, densidad y biomasa. En cada muestra se realizó una búsqueda minuciosa entre las rocas y los corales, contabilizando la abundancia y talla de los peces león, así como de las especies de peces que por su talla y hábitos ecológicos pueden ser presas potenciales del pez león. La nomenclatura de estas especies fue revisada en la base de datos "FishBase" (Froese & Pauly, 2023) y se presenta en una lista siguiendo la propuesta de Nelson *et al.* (2016). Con la información de talla y abundancia se calculó la densidad de pez león y de sus presas posibles en cada estrato de profundidad y en ambas pendientes del arrecife, expresando la información en número de individuos por hectárea (ind/ha). A cada uno de los peces león observados se le estimó la longitud total utilizando los siguientes intervalos: 1-5, 6-10, 11-15, 16-20, 21-25, 26-30, 31-35 y 36-40 cm. Con estos datos de talla de cada individuo se calculó la longitud promedio de cada especie y posteriormente, la biomasa a partir de la función exponencial: $P = aL^b$, donde, P = peso total (g), L = longitud total (cm), $a = 0.0051$ y $b = 3.33$, constantes de la relación longitud-peso estimadas a partir de los ejemplares capturados en esta investigación. Con los datos de biomasa por transecto se calculó el promedio de biomasa para cada estrato de profundidad, zona arrecifal y el arrecife en general, expresando los valores en gramos por hectárea (g/ha).

Distribución de tallas. Adicionalmente, se determinó la talla de 43 ejemplares de pez león capturados con arpón (24 ejemplares durante

el muestreo y 19 donados por prestadores de servicios turísticos obtenidos en el mismo periodo y área de muestreo). A cada espécimen se le determinó la longitud total con un ictiómetro (50 cm de longitud y 1 mm de precisión) y se compararon con las 37 medidas obtenidas por Ávila (2014) en el año 2013, utilizando la prueba t-Student; con ambos conjuntos se construyó un histograma de tallas usando intervalos de 2 cm.

Análisis de datos. Los datos de cobertura coralina, rugosidad, profundidad, densidad y biomasa fueron comparados para detectar diferencias entre las zonas arrecifales. Para esto, se consideraron los 122 datos (61 para barlovento y 61 para sotavento) y dado que, los datos ambientales y biológicos no cumplieron con los supuestos paramétricos de normalidad y homogeneidad de varianza, se utilizó la prueba de Mann-Whitney para la comparación. Para detectar diferencias a escala de estratos de profundidad, se consideró el promedio de cada variable por estrato de profundidad, utilizando la prueba de Kruskal-Wallis. Adicionalmente, se hizo una comparación por estrato, considerando todas las observaciones de cada estrato, usando la prueba de Mann-Whitney. La relación de la densidad y biomasa del pez león con las variables ambientales y con la densidad de presas se estimó mediante la correlación de Pearson, utilizando los valores promedio para cada estrato y haciendo las pruebas de los supuestos paramétricos. Todos los análisis fueron realizados con el programa PAST (Hammer *et al.*, 2001).

RESULTADOS

Caracterización ambiental. Las pendientes en el arrecife Tuxpan mostraron diferencias en la cobertura coralina ($U = 381$, $p < 0.005$), la intensidad del oleaje ($U = 1470$, $p < 0.005$) y la profundidad ($U = 1455$, $p < 0.038$). La cobertura coralina fue mayor en sotavento mientras que, la intensidad del oleaje y la profundidad de los muestreos fue mayor en barlovento. Por su parte, la rugosidad del sustrato fue muy parecida entre pendientes (Tabla 1).

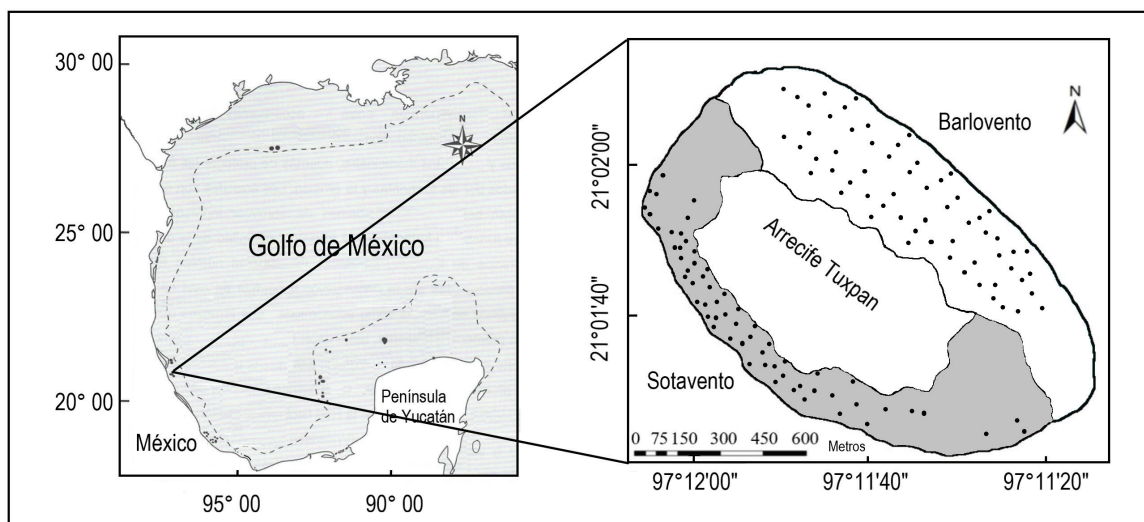


Figura 1. Localización geográfica el arrecife Tuxpan, Veracruz, México y distribución de los muestreos. Cada punto corresponde a una muestra.

A escala de estratos de profundidad, se observaron valores más bajos de la rugosidad en los estratos someros (0.24, barlovento; 0.31 sotavento) en comparación con los profundos (0.35, barlovento; 0.36 sotavento). El análisis comparativo indicó que, la rugosidad entre los estratos de la misma profundidad fue parecida, excepto la estimada para el estrato de 3 a 5 m, que fue mayor en sotavento ($U = 0.0$, $p = 0.006$). La cobertura coralina presentó sus valores más bajos en los estratos de 25 a 30 m de profundidad en ambas pendientes (3.6 %, barlovento; 2.7 %, sotavento). La mayor cobertura coralina se estimó en el estrato de 15 a 20 m en barlovento (15.1 %) y en el estrato de 5 a 10 m en sotavento (38.9 %). El análisis comparativo entre estratos con la misma profundidad indicó diferencias significativas en aquellas menores a 20 m de profundidad. La intensidad del oleaje fue mayor en los estratos someros, especialmente en el estrato de 3 a 5 m de profundidad, que mostró diferencias significativas entre barlovento y sotavento. El análisis de la profundidad indicó que el estrato de 3 a 5 m de barlovento es diferente al de sotavento ($U = 1.5$, $p = 0.011$) (Tablas 2 y 3).

Distribución vertical, densidad y biomasa. El rango de distribución vertical del pez león en el arrecife Tuxpan fue más amplio en barlovento (8.2 - 25.9 m de profundidad) en comparación con sotavento (4.5 - 15.2 m de profundidad). De acuerdo con los censos visuales subacuáticos, la densidad del pez león en el arrecife Tuxpan fue de 24.6 ± 6.0 ind/ha. Al comparar la densidad de barlovento (29.5 ± 9.2 ind/ha) con sotavento (19.7 ± 7.7 ind/ha) no se encontraron diferencias significativas ($U = 1769$; $p = 0.413$). A nivel de estratos de profundidad, la mayor abundancia de pez león ocurrió en el estrato de 15 a 20 m en ambas vertientes (barlovento: 58.8 ± 22.8 ind/ha; sotavento: 30.8 ± 20.8 ind/ha) (Tabla 2), pero no se detectaron diferencias significativas entre los estratos de profundidad (sotavento: $H = 0.38$, g.l.= 5, $p = 0.996$; barlovento: $H = 1.80$, g.l.= 5, $p = 0.875$).

La biomasa de pez león estimada para todo el arrecife fue de 4440 ± 1500 g/ha, con un valor promedio muy parecido entre barlovento (6481 ± 2551 g/ha) y sotavento (6431 ± 3360 g/ha) ($U = 1774$, $p = 0.443$). Considerando los estratos de profundidad, la mayor biomasa se registró en el estrato de 15 a 20 m en barlovento (17725 ± 7886 g/

ha) y en el estrato de 10 a 15 m de sotavento (16688 ± 16688 g/ha). La biomasa más baja se estimó en el estrato de 5 a 10 m en barlovento (322 ± 322 g/ha) y no se registraron peces león en los estratos de 20 a 30 en sotavento, ni en el estrato de 3 a 5 m en barlovento (Tabla 2). De acuerdo con la prueba de Kruskal-Wallis, no hubo diferencias en la biomasa entre los estratos de profundidad (barlovento: $H = 5.41$, g.l.= 5, $p = 0.367$; sotavento: $H = 1.36$, g.l.= 5, $p = 0.928$).

La densidad de pez león se relacionó positivamente con la cobertura de coral en la pendiente de sotavento ($r = 0.76$, $p = 0.08$) y con la rugosidad en la pendiente de barlovento ($r = 0.81$, $p = 0.05$), las otras variables no mostraron ninguna relación. En ambas pendientes, la biomasa del pez león no mostró relación con las variables estimadas en esta investigación (Tabla 4).

Un total de 53 especies de peces pertenecientes a 16 familias pueden ser presas potenciales del pez león en el arrecife Tuxpan (Tabla 5). La mayor densidad de las presas potenciales en barlovento (52767 ± 4089 ind/ha) fue parecida a la estimada en sotavento (49829 ± 4592 ind/ha) ($U = 1698$, $p = 0.405$). A escala de estratos de profundidad se estimó una mayor densidad en los estratos de 3 a 5 m, tanto en barlovento (73800 ± 14252 ind/ha) como en sotavento (65178 ± 19996 ind/ha). La menor densidad fue estimada en los estratos de 25 a 30 m (33320 ± 5919 ind/ha en barlovento y 23667 ± 8537 ind/ha en sotavento). La prueba de Kruskal-Wallis indicó que no hubo diferencias en la densidad de presas entre los estratos de profundidad (barlovento: $H = 7.14$, g.l.= 5, $p = 0.21$; sotavento: $H = 4.54$, g.l.= 5, $p = 0.474$) (Tablas 2 y 3). Tampoco se detectó relación de la densidad de presas con la densidad del pez león (barlovento: $r = 0.47$, $p = 0.35$; sotavento: $r = 0.18$, $p = 0.73$) ni de la densidad de presas con la biomasa del pez león (barlovento: $r = 0.64$, $p = 0.17$; sotavento: $r = 0.02$, $p = 0.96$).

Distribución de tallas. Los ejemplares capturados en 2015 presentaron un rango de tallas de 7.4 a 35.6 cm de longitud total (Fig. 2) y un promedio de 20.0 ± 1.1 cm. Por su parte, el rango registrado en 2013 osciló entre 4.1 y 39.2 cm, con una media de 15.2 ± 1.4 (Fig. 2). La prueba t-Student mostró que la talla promedio del pez león fue mayor en 2015 en comparación con la estimada en 2013 ($t = 2.658$, $p = 0.009$).

Tabla 1. Resumen de las variables ambientales, ecológicas y estadísticas (media \pm error estándar) calculadas en las pendientes del arrecife Tuxpan, Veracruz, México. * = diferencias significativas.

Variables	Pendiente arrecifal		Prueba estadística
	Barlovento	Sotavento	Mann-Whitney
Número de censos	61	61	
Cobertura coralina (%)	9.7 ± 1.0	29.8 ± 1.6	$U = 381$, $p < 0.005^*$
Rugosidad	0.31 ± 0.01	0.33 ± 0.01	$U = 1597$, $p = 0.177$
Profundidad (m)	14.4 ± 0.9	12.0 ± 0.8	$U = 1455$, $p = 0.038^*$
Oleaje	1-4	1-2	$U = 1470$, $p < 0.005^*$
Densidad de presas (ind/ha)	52767 ± 4089	49829 ± 4592	$U = 1698$, $p = 0.405$
Densidad pez león (ind/ha)	29.5 ± 9.2	19.7 ± 7.7	$U = 1769$, $p = 0.413$
Biomasa pez león (g/ha)	6481 ± 2551	6431 ± 3360	$U = 1774$, $p = 0.443$

Tabla 2. Resumen del tamaño de muestra, variables ambientales, densidad de presas potenciales, densidad y biomasa (media ± error estándar) de pez león por estrato de profundidad en las pendientes del arrecife Tuxpan, Veracruz, México.

Barlovento						
Estratos de profundidad (m)	>25	20-25	15-20	10-15	5-10	3-5
Número de censos	5	11	17	9	15	4
Oleaje	1	1	1	1	3	4
Profundidad (m)	27.1 ± 0.4	22.4 ± 0.4	16.1 ± 0.3	11.8 ± 0.4	6.7 ± 0.3	4.7 ± 0.1
Rugosidad	0.35 ± 0.03	0.29 ± 0.03	0.35 ± 0.02	0.34 ± 0.02	0.28 ± 0.04	0.24 ± 0.01
Cobertura coralina (%)	2.99 ± 0.94	8.86 ± 2.21	15.05 ± 2.25	13.61 ± 4.97	5.22 ± 0.95	3.98 ± 0.68
Densidad de presas (ind/ha)	33 320 ± 5 919	44 236 ± 7 581	58 758 ± 7 617	53 133 ± 14 465	52 893 ± 8 682	28 504 ± 14 252
Densidad (ind/ha)	40.0 ± 40.0	18.2 ± 18.2	58.8 ± 22.8	22.2 ± 22.2	13.3 ± 13.3	No aplica
Biomasa (g/ha)	2 832 ± 2 832	1 287 ± 1 287	17 725 ± 7 886	6 761 ± 6 761	322 ± 322	No aplica
Sotavento						
Estratos de profundidad (m)	>25	20-25	15-20	10-15	5-10	3-5
Número de censos	3	6	13	10	20	9
Oleaje	1	1	1	1	1	2
Profundidad (m)	26.5 ± 0.5	21.3 ± 0.02	16.4 ± 0.4	12.8 ± 0.3	7.3 ± 0.4	3.9 ± 0.2
Rugosidad	0.36 ± 0.02	0.36 ± 0.03	0.35 ± 0.01	0.35 ± 0.02	0.31 ± 0.02	0.33 ± 0.01
Cobertura coralina (%)	2.68 ± 2.58	12.09 ± 1.67	23.75 ± 1.95	31.48 ± 1.79	40.16 ± 2.19	38.16 ± 2.85
Densidad de presas (ind/ha)	23 667 ± 8 537	61 033 ± 13 971	39 031 ± 7 475	49 340 ± 9 556	50 775 ± 7 016	65 178 ± 19 996
Densidad (ind/ha)	No aplica	No aplica	30.8 ± 20.8	20.0 ± 20.0	20.0 ± 13.7	22.2 ± 22.2
Biomasa (g/ha)	No aplica	No aplica	5 769 ± 4 716	16 668 ± 16 668	6 821 ± 5 387	1 573 ± 1 573

Tabla 3. Resumen de la prueba de Mann-Whitney para comparar los atributos ambientales y ecológicos a escala de estratos de profundidad entre barlovento y sotavento en el arrecife Tuxpan, Veracruz, México. * = diferencias significativas.

Estratos de profundidad (m)						
	>25	20-25	15-20	10-15	5-10	3-5
Oleaje	No aplica	No aplica	No aplica	No aplica	U= 0, p<0.005*	U= 0, p<0.005*
Profundidad (m)	U= 7.5, p= 0.88	U= 32.5, p= 1.0	U= 104, p= 0.797	U= 29, p= 0.203	U= 133.5, p= 0.694	U= 1.5, p= 0.011*
Rugosidad	U= 0, p= 1	U= 14, p= 0.063	U= 102, p= 0.737	U= 36, p= 0.487	U= 101, p= 0.105	U= 0, p= 0.006*
Cobertura coralina (%)	U= 5, p= 0.551	U= 21, p= 0.247	U= 32.5, p= 0.001*	U= 13.5, p= 0.011*	U= 0, p<0.005*	U= 0, p= 0.007*
Densidad de presas (ind/ha)	U= 5.5, p= 0.653	U= 21, p= 0.248	U= 74.5, p= 0.137	U= 42, p= 0.838	U= 146, p= 0.907	U= 12, p= 0.396
Densidad (ind/ha)	No aplica	No aplica	U= 95, p= 0.392	U= 41, p= 0.651	U= 145, p= 0.757	No aplica
Biomasa (g/ha)	No aplica	No aplica	U= 93, p= 0.336	U= 41.5, p= 0.699	U= 14, p= 0.706	No aplica

DISCUSIÓN

En este trabajo se presenta la primera evaluación de la densidad poblacional y biomasa del pez león (*Pterois* spp.) en arrecifes del sur del Golfo de México, la cual puede ser utilizada para mejorar los programas de manejo de las ANPs de la zona y que conduzca a su vez, a preservar la diversidad regional. La densidad y la distribución del pez león en los arrecifes coralinos están influenciadas por las coberturas coralinas altas y los sustratos con mayor rugosidad (Elise *et al.*, 2015; Hunt *et al.*, 2019) que proveen una mayor disponibilidad de refugios tanto para

el pez león (Anton *et al.*, 2014) como para sus presas (Bejarano *et al.*, 2015; Goodbody-Gringley *et al.*, 2019).

La pendiente de sotavento del arrecife Tuxpan presenta una mayor cobertura coralina y rugosidad con respecto a barlovento (González-Gándara & Salas-Pérez, 2019). A partir de los resultados obtenidos en esta investigación, a esta escala de análisis, la densidad y la biomasa del pez león no se relacionaron con los atributos de las pendientes. Sin embargo, en el análisis por estratos de profundidad, se detectan relaciones de la densidad con la rugosidad en barlovento y con la co-

bertura coralina en sotavento (Tabla 4). Las áreas arrecifales con mayor cobertura coralina o rugosidad presentan una mayor riqueza y abundancia de peces que viven íntimamente ligados al sustrato tales como: blénidos, góbidos, haemúlidos, lábridos, labrisómidos, pomacéntridos y tripterígidos, entre otros (Andradi-Brown, 2019; Hunt *et al.*, 2019), y estas familias son la principal fuente de alimento del pez león en el Golfo de México y el Caribe (Morris & Akins, 2009; Peake *et al.*, 2018).

Por otra parte, los antecedentes indican que, la exposición al oleaje produce estrés físico en el pez león y disminuye su capacidad de depredación (Anton *et al.*, 2014; García-Rivas *et al.*, 2018). Posiblemente esta variable, que fue más intensa en el estrato de 3 a 5 m de la pendiente de barlovento, se relaciona con la ausencia de pez león en ese estrato,

tal como ha sido documentado por Elise *et al.* (2015) y Sabido-Itza & García-Rivas (2019) en Venezuela y el Caribe Mexicano respectivamente, en donde se detectó una menor abundancia de pez león en las áreas con mayor exposición al oleaje. Finalmente, la profundidad se ha relacionado con la distribución vertical y la conducta del pez león, señalando una relación con la disponibilidad de luz, temperatura del agua y la disponibilidad de presas (Bejarano *et al.*, 2015; García-Rivas *et al.*, 2018; Goodbody-Gringley *et al.*, 2019).

Aunque el pez león se distribuye de una manera homogénea en las pendientes del arrecife Tuxpan, al reducir la escala de análisis a estratos de profundidad, se muestra una tendencia por las áreas con mayor cobertura coralina en los estratos de sotavento y con mayor rugosidad

Tabla 4. Correlación de Pearson de las variables ambientales con la densidad y biomasa del pez león en el arrecife Tuxpan, Veracruz, México. * = diferencias significativas.

	Barlovento			
	Cobertura coralina	Rugosidad	Profundidad	Exposición al oleaje
Densidad	r= 0.51, p= 0.30	r= 0.81, p= 0.05*	r= 0.58, p= 0.23	r= -0.72, p= 0.10
Biomasa	r= 0.73, p= 0.10	r= 0.65, p= 0.17	r= 0.15, p= 0.78	r= -0.52, p= 0.29
	Sotavento			
	Cobertura coralina	Rugosidad	Profundidad	Exposición al oleaje
Densidad	r= 0.76, p= 0.08*	r= 0.54, p= 0.27	r= -0.70, p= 0.13	r= 0.26, p= 0.62
Biomasa	r= 0.49, p= 0.32	r= -0.64, p= 0.25	r= -0.33, p= 0.52	r= -0.32, p= 0.54

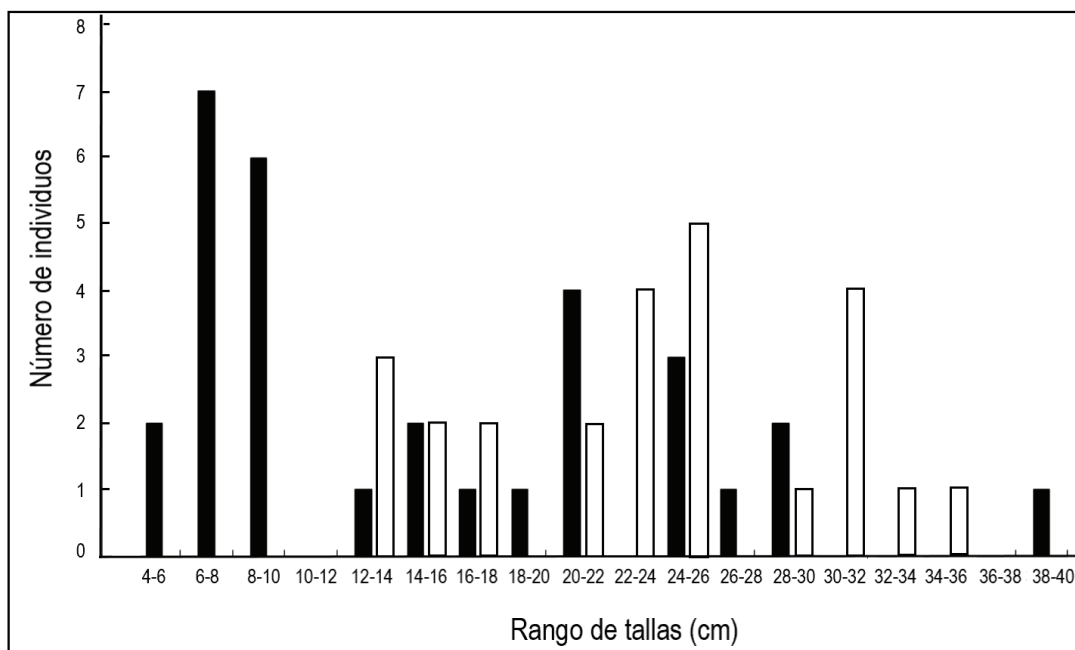


Figura 2. Distribución de tallas del pez león en el arrecife Tuxpan, Veracruz, México. Las barras oscuras corresponden a las observaciones de 2013 (Ávila, 2014) y las claras a 2015.

en los estratos de barlovento. El contraste en la relación de algunas variables ambientales con la abundancia y biomasa del pez león, parece ser el resultado de varios factores, la escala de análisis (arrecife, zona arrecifal, hábitat), las herramientas para caracterizar cada sitio de estudio (Hunt *et al.*, 2019), así como las condiciones locales de cada sistema ecológico (tiempo transcurrido desde la llegada del pez león, proximidad a la costa, dimensiones del arrecife, acciones de remoción de pez león, etc.).

La densidad del pez león en el arrecife Tuxpan es menor (24.6 ind/ha) si se compara con los 97.6 ind/ha estimados por Sabido-Itzá & García-Rivas (2019) en Banco Chinchorro, México o los 310 ind/ha registrados en Guanahacabibes, Cuba (Cobian-Rojas *et al.*, 2016). Sin embargo, la densidad estimada en el arrecife Tuxpan es mayor a los registros del Caribe Colombiano (Bayraktarov *et al.*, 2014) y parecida a los valores más altos registrados en su lugar de origen, como el océano Índico Occidental y el sur del océano Pacífico (Kulbicki *et al.*, 2012). Estas diferencias en densidad pueden ser un resultado de múltiples factores o procesos que operan a diferentes escalas (Hackerott *et al.*, 2013; Goodbody-Gringley *et al.*, 2019; Hunt *et al.*, 2019; Harris *et al.*, 2020).

El rango de tallas observado en la población de pez león en el arrecife de Tuxpan incluye juveniles y adultos (12.2-35.2 cm), similar a lo observado en otros sistemas arrecifales del Golfo de México (Ruttenberg *et al.*, 2012; Rodríguez-Cortés *et al.*, 2015; Reyes-Aguilar *et al.*, 2018) y el Caribe Mexicano (Sabido-Itzá & García-Rivas, 2019). El análisis comparativo de la distribución de tallas en dos periodos sucesivos (2013 y 2015) en el arrecife Tuxpan muestra un incremento de la talla promedio, lo cual puede estar relacionado con la evolución natural de la población y su establecimiento definitivo. A pesar de la búsqueda minuciosa, en este trabajo no se detectaron individuos con talla menor a 5 cm, debido a los hábitos crípticos del pez león y a la dificultad propia del muestreo (Green *et al.*, 2013). Comparando la talla de la primera maduración sexual del pez león (> 19 cm de longitud total) citada por Gardner *et al.* (2015) y la talla promedio de la población en el arrecife Tuxpan (20 cm), se puede deducir que, la población de pez león en esta localidad contiene individuos con capacidad para reproducirse y mantenerse como una población estable.

La densidad poblacional del pez león depende tanto de la población local, como de la población general (metapoblación). A nivel local, los factores ambientales (temperatura, rugosidad, etc.) o los biológicos (reclutamiento, mortalidad, etc.) moldean la densidad de las poblaciones (Goodbody-Gringley *et al.*, 2019; Hunt *et al.*, 2019). Para comprender la dinámica poblacional del pez león en el arrecife Tuxpan se requiere profundizar en los procesos dependientes e independientes de la densidad poblacional, tales como la migración, la mortalidad, la depredación y la competencia (Forrester, 1990; Hixon & Carr, 1997; Hixon & Webster, 2002), entre otros.

Desde que se tuvo conocimiento de la llegada del pez león al arrecife de Tuxpan (González-Gándara *et al.*, 2012), estos peces han sido extraídos por pescadores y prestadores de servicios turísticos (Obs. Pers. Carlos González-Gándara, Universidad Veracruzana; Com. Pers. Martín Reyes, Servicios Náuticos) debido a que se ha difundido que, el pez león es una amenaza para los peces nativos (Morris & Akins, 2009; Cerino *et al.*, 2013; Aguilar-Medrano & Vega-Cendejas, 2020; González-Gándara *et al.*, 2020; Murillo-Pérez *et al.*, 2021). Posiblemente, las medidas de remoción y sacrificio consideradas en el Plan de Manejo del Sistema Arrecifal Lobos Tuxpan (CONANP, 2014) han limitado el incremento

Tabla 5. Lista sistemática de los peces considerados como presas potenciales del pez león en el arrecife Tuxpan, Veracruz, México.

Familia	Especie
Holocentridae	<i>Neoniphon vexillarium</i> (Poey, 1860)
Gobiidae	<i>Coryphopterus glaucofraenum</i> Gill, 1863 <i>Coryphopterus hyalinus</i> Böhlke & Robins, 1962 <i>Elacatinus jarocho</i> Taylor & Akins, 2007 <i>Elacatinus oceanops</i> Jordan, 1904 <i>Gnatholepis thompsoni</i> Jordan, 1904 <i>Tigrigobius redimiculus</i> Taylor & Akins, 2007
Pomacentridae	<i>Abudefduf saxatilis</i> (Linnaeus, 1758) <i>Chromis cyanea</i> (Poey, 1860) <i>Chromis enchrysurus</i> Jordan & Gilbert, 1882 <i>Chromis insolata</i> (Cuvier, 1830) <i>Chromis multilineata</i> (Guichenot, 1853) <i>Chromis scotti</i> Emery, 1968 <i>Microspathodon chrysurus</i> (Cuvier, 1830) <i>Neopomacentrus cyanomus</i> Bleeker, 1856 <i>Stegastes adustus</i> (Troschel, 1865) <i>Stegastes leucostictus</i> (Müller & Troschel, 1848) <i>Stegastes partitus</i> (Poey, 1868) <i>Stegastes planifrons</i> (Cuvier, 1830) <i>Stegastes xanthurus</i> (Poey, 1860)
Blenniidae	<i>Ophioblennius macclurei</i> (Silvester, 1915) <i>Parablennius marmoratus</i> (Poey, 1876) <i>Scartella cristata</i> (Linnaeus, 1758)
Labrisomidae	<i>Malacoctenus triangulatus</i> Springer, 1959
Labridae	<i>Bodianus rufus</i> (Linnaeus, 1758) <i>Halichoeres bivittatus</i> (Bloch, 1791) <i>Halichoeres burekae</i> (Weaver & Rocha, 2007) <i>Halichoeres caudalis</i> Poey, 1860 <i>Halichoeres garnoti</i> (Valenciennes, 1839) <i>Halichoeres maculipinna</i> (Müller & Troschel, 1848) <i>Thalassoma bifasciatum</i> (Bloch, 1791)
Scaridae	<i>Nicholsina usta</i> (Valenciennes, 1840) <i>Scarus iseri</i> Bloch, 1789 <i>Scarus taeniopterus</i> Desmarest, 1831 <i>Sparisomam atomarium</i> (Poey, 1861) <i>Sparisoma aurofrenatum</i> (Valenciennes, 1840) <i>Sparisoma radians</i> (Valenciennes, 1840)
Mullidae	<i>Pseudupeneus maculatus</i> (Bloch, 1793)
Epinephelidae	<i>Paranthias furcifer</i> (Valenciennes, 1828)
Serranidae	<i>Serranus subligarius</i> (Cope, 1870) <i>Serranus tigrinus</i> (Bloch, 1790)
Chaetodontidae	<i>Chaetodon capistratus</i> Linnaeus, 1758 <i>Chaetodon ocellatus</i> Bloch, 1787 <i>Chaetodon sedentarius</i> Poey, 1860
Pomacanthidae	<i>Centropyge argi</i> Woods & Kanazawa, 1951
Haemulidae	<i>Haemulon aurolineatum</i> Cuvier, 1830
Scianidae	<i>Equetus lanceolatus</i> (Linnaeus, 1758) <i>Odontoscion dentex</i> (Cuvier, 1830) <i>Pareques acuminatus</i> (Bloch & Schneider, 1801)
Monacanthidae	<i>Cantherhines pullus</i> (Ranzani, 1842)
Tetraodontidae	<i>Canthigaster rostrata</i> (Bloch, 1786) <i>Canthigaster jamestyleri</i> Moura & Castro, 2002 <i>Sphoeroides spengleri</i> (Bloch, 1785)

poblacional del pez león localmente, tal como ha sido documentado por Agudo & Klein-Salas (2014) para Venezuela. Sin embargo, para tener certeza de lo anterior, se debe hacer un seguimiento más puntual e investigar los procesos poblacionales locales y regionales.

La población de pez león en el arrecife Tuxpan está representada por etapas juveniles y adultas. Su densidad y biomasa no muestra diferencias entre las pendientes ni entre estratos de profundidad. Las variables ambientales no mostraron relación con la densidad y biomasa del pez león a nivel de pendientes, pero el análisis por estratos de profundidad indica una relación de la densidad con la rugosidad en barlovento y con la cobertura coralina en sotavento. Es muy recomendable hacer un mayor esfuerzo de investigación para entender, no solo los procesos involucrados en la estructura poblacional de esta especie, sino también del papel que juega el pez león en la estructura y funcionamiento del ecosistema arrecifal.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación fue parte del Proyecto «Red para el Análisis y Síntesis de la Zona Costera Veracruzana, Golfo de México» financiado por la Secretaría de Educación Pública. Se agradecen los comentarios y críticas de los árbitros y editores que permitieron mejorar el manuscrito.

REFERENCIAS

- AGUDO, E. A. & E. KLEIN-SALAS. 2014. Lionfish abundance, size structure and spatial distribution along the Venezuelan coast (*Pterois volitans*, Pteroinae: Scorpaenidae). *Revista de Biología Tropical* 62 (3): 151-158. DOI: 10.15517/rbt.v62i0.15910
- AGUILAR-MEDRANO, R. & M. E. VEGA-CENDEJAS. 2020. Size, weight, and diet of the invasive lionfish *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758) on the southern coast of Veracruz, Gulf of Mexico. *Ciencias Marinas* 46 (1): 57-64. DOI: 10.7773/cm.v46i1.3012
- ALBINS, M. A. 2015. Invasive Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce abundance and species richness of native Bahamian coral-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series* 522: 231-243. DOI: 10.3354/meps11159
- ALBINS, M. A. & M. A. HIXON. 2008. Invasive Indo-Pacific lionfish *Pterois volitans* reduce recruitment of Atlantic coral-reef fishes. *Marine Ecology Progress Series* 367: 233-238. DOI: 10.3354/meps07620
- ALBINS, M. A. & M. A. HIXON. 2013. Worst case scenario: potential long-term effects of invasive predatory lionfish (*Pterois volitans*) on Atlantic and Caribbean coral-reef communities. *Environmental Biology of Fishes* 96: 1151-1157. DOI: 10.1007/s10641-011-9795-1
- ANDRADI-BROWN, D. A. 2019. Invasive lionfish (*Pterois volitans* and *P. miles*): Distribution, impact, and management. In: Loya, Y., K. Puglise & T. Bridge (Eds.). *Mesophotic Coral Ecosystems. Coral Reefs of the World*, vol. 12. Springer, Suiza, pp. 931-941. DOI: 10.1007/978-3-319-92735-0_48
- ANTON, A., M. S. SIMPSON & I. VU. 2014. Environmental and biotic correlates to lionfish invasion success in Bahamian Coral Reefs. *PLoS ONE* 9 (9): e106229. DOI: 10.1371/journal.pone.0106229
- ARIAS-GONZÁLEZ, J. E., C. GONZÁLEZ-GÁNDARA, J. L. CABRERA & V. CHRISTENSEN. 2011. Predicted impact of the invasive lionfish *Pterois volitans* on the food web of a Caribbean coral reef. *Environmental Research* 111 (7): 917-925. DOI: 10.1016/j.envres.2011.07.008
- ÁVILA, V. J. M. 2014. Distribución, abundancia y hábitos alimenticios del pez león (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758]) en el Arrecife Tuxpan, Veracruz. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Veracruzana, México. 66 p.
- BAYRAKTAROV, E., J. ALARCÓN-MOSCOSO, F. A. POLANCO & C. WILD. 2014. Spatial and temporal distribution of the invasive lionfish *Pterois volitans* in coral reefs of Tayrona National Natural Park, Colombian Caribbean. *PeerJ* 2: e397. DOI: 10.7717/peerj.397
- BEJARANO, S., K. LOHR, S. HAMILTON & C. MANFRINO. 2015. Relationships of invasive lionfish with topographic complexity, groupers, and native prey fishes in Little Cayman. *Marine Biology* 162: 253-266. DOI: 10.1007/s00227-014-2595-3
- CASTAÑEDA-CHÁVEZ, M. R., A. R. REYES-AGUILAR, J. MONTOYA-MENDOZA & F. LANGO-REYNOSO. 2019. Presencia de *Pterois volitans* en área no protegida en la costa central de Veracruz. In: Granados-Barba A., L. Ortiz-Lozano, C. González-Gándara & D. Salas-Monreal (Eds.). *Estudios científicos en el corredor arrecifal del Suroeste del Golfo de México*. Universidad Autónoma de Campeche, pp. 317-324.
- CERINO, D., A. S. OVERTON, J. A. RICE & J. A. MORRIS JR. 2013. Bioenergetics and trophic impacts of the invasive Indo-Pacific lionfish. *Transactions of the American Fisheries Society* 142: 1522-1534. DOI: 10.1080/00028487.2013.811098
- COBIÁN-ROJAS, D., P. CHEVALIER-MONTEAGUDO, J. J. SCHMITTER-SOTO, R. I. CORRADA-WONG, H. SALVAT-TORRES, E. CABRERA-SANSÓN, A. GARCÍA-RODRÍGUEZ, A. FERNÁNDEZ-OSORIO, L. ESPINOSA-PANTOJA, D. CABRERA-GUERRA, L. M. PANTOJA-ECHEVARIA, H. CABALLERO-ARAGÓN & S. PERERA-VALDERRAMA. 2016. Density, size, biomass, and diet of lionfish in Guanahacabibes National Park, western Cuba. *Aquatic Biology* 24 (3): 219-226. DOI: 10.3354/ab00651
- CONANP (COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS). 2014. *Programa de Manejo Área de Protección de Flora y Fauna Sistema Arrecifal Lobos-Tuxpan*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Ciudad de México, 175 p.
- CONANP (COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS). 2017. *Programa de Manejo Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano*. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Ciudad de México, 347 p.
- ELISE, S., I. URBINA-BARRETO, H. BOADAS-GIL, M. GALINDO-VIVAS & M. KULBICKI. 2015. No detectable effect of lionfish (*Pterois volitans* and *P. miles*) invasion on a healthy reef fish assemblage in Archipelago Los Roques National Park, Venezuela. *Marine Biology* 162: 319-330. DOI: 10.1007/s00227-014-2571-y
- FORRESTER, G. E. 1990. Factors influencing the juvenile demography of a coral reef fish. *Ecology* 71 (5): 1666-1681. DOI: 10.2307/1937576
- FROESE, R. & D. PAULY. 2023. Fishbase. World Wide Web electronic publication. Disponible en línea en: <https://fishbase.se/> (consultado el 6 abril 2023)

- GARCÍA-RIVAS, M. C., S. MACHKOUR-M'RABET, G. PÉREZ-LACHAUD, J. J. SCHMITTER-SOTO, R. CÉRÉGHINO, C. DONEYS, N. ST-JEAN & Y. HÉNAUT. 2018. Age-dependent strategies related to lionfish activities in the Mexican Caribbean. *Environmental Biology of Fishes* 101: 563-578. DOI: 10.1007/s10641-018-0718-2
- GARDNER, P. G., T. K. FRAZER, C. A. JACOBY & R. P. E. YANONG. 2015. Reproductive biology of invasive lionfish (*Pterois* spp.). *Frontiers in Marine Science* 2: 1-10. DOI: 10.3389/fmars.2015.00007
- GÓMEZ-LOZANO, R., L. ANDERSON, J. L. AKINS, D. S. A. BUDDO, G. GARCÍA-MOLINER, F. GOURDIN, M. LAURENT, C. LILYESTROM, J. A. MORRIS JR., N. RAMNANAN & R. TORRES. 2013. *Estrategia regional para el control del invasor pez león en el Gran Caribe*. Iniciativa Internacional sobre los Arrecifes Corales (ICRI), Ciudad de México, 24 p.
- GONZÁLEZ-GÁNDARA, C. 2015. Peces del arrecife Blake, Veracruz, México: Inventario, distribución y afinidades zoogeográficas. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios* 2 (4): 87-98.
- GONZÁLEZ-GÁNDARA, C. 2020a. La comunidad de peces del arrecife Palo Seco, Veracruz, golfo de México y su relación con los grupos morfofuncionales. *CienciaUAT* 14 (2): 34-50. DOI: 10.29059/cienciauat.v14i2.1347
- GONZÁLEZ-GÁNDARA, C. 2020b. Composition, distribution and relative abundance of fishes linked to fringing reefs of southern Veracruz, Gulf of Mexico. *GSC Biological and Pharmaceutical Sciences* 12 (02): 217-228. DOI: 10.30574/gscbps.2020.12.2.0268
- GONZÁLEZ-GÁNDARA, C. & J. J. SALAS-PÉREZ. 2019. Caracterización del sustrato bentónico del arrecife Tuxpan, Veracruz, México, con énfasis en la comunidad de corales escleractinios. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 54 (3): 259-271. DOI: 10.22370/rbmo.2019.54.3.2009
- GONZÁLEZ-GÁNDARA, C., V. DE LA CRUZ-FRANCISCO, J. J. SALAS-PÉREZ & C. DOMÍNGUEZ-BARRADAS. 2012. Lista de los peces de Tuxpan Veracruz, México. *Revista Científica UDO Agrícola* 12 (3): 675-689.
- GONZÁLEZ-GÁNDARA, C., P. A. ESCARCEGA-QUIROGA & S. D. FLORES-SERRANO. 2020. Feeding ecology of *Pterois volitans* on the coral reefs of Northern Veracruz, Mexico. *Oceanography and Fisheries Open Access Journal* 12 (2): 555834. DOI: 10.19080/OFOAJ.2020.12.555834
- GOODBODY-GRINGLEY, G., C. EDDY, J. M. PITT, A. D. CHEQUER & S. ROBERTSON-SMITH. 2019. Ecological drivers of invasive lionfish (*Pterois volitans* and *Pterois miles*) distribution across mesophotic reefs in Bermuda. *Frontiers in Marine Science* 6: 258. DOI: 10.3389/fmars.2019.00258
- GREEN, S. J. & I. M. CÔTÉ. 2009. Record densities of Indo-Pacific lionfish on Bahamian coral reefs. *Coral Reefs* 28: 107. DOI: 10.1007/s00338-008-0446-8
- GREEN, S. J., J. L. AKINS, A. MALJKOVIĆ & I. M. CÔTÉ. 2012. Invasive lionfish drive Atlantic coral reef fish declines. *PLoS ONE* 7 (3): e32596. DOI: 10.1371/journal.pone.0032596
- GREEN S. J., N. TAMBURELLO, S. E. MILLER, J. L. AKINS & I. M. CÔTÉ. 2013. Habitat complexity and fish size affect the detection of Indo-Pacific lionfish on invaded coral reefs. *Coral Reefs* 32: 413-421. DOI: 10.1007/s00338-012-0987-8
- HACKEROTT, S., A. VALDIVIA, S. J. GREEN, I. M. CÔTÉ, C. E. COX, L. AKINS, C. A. LAYMAN, W. F. PRECHT & J. F. BRUNO. 2013. Native predators do not influence invasion success of Pacific lionfish on Caribbean Reefs. *PLoS ONE* 8 (7): e68259. DOI: 10.1371/journal.pone.0068259
- HAMMER, Ø., D. A. T. HARPER & P. D. RYAN. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Disponible en línea en: https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm (consultado el 6 abril 2023)
- HARRIS, H.E., A. Q. FOGG, M. S. ALLEN, R. N. M. AHRENS & W. F. PATTERSON III. 2020. Precipitous declines in Northern Gulf of Mexico invasive lionfish populations following the emergence of an ulcerative skin disease. *Scientific Reports* 10: 1934. DOI: 10.1038/s41598-020-58886-8
- HIXON, M. A. & M. H. CARR. 1997. Synergistic predation, density dependence, and population regulation in marine fish. *Science* 277: 946-949. DOI: 10.1126/science.277.5328.946
- HIXON, M. A. & M. S. WEBSTER 2002. Density dependence in marine fishes: Coral reef populations as model systems. In: Sale, P. (Ed.). *Coral Reef Fishes Dynamics and Diversity in a Complex Ecosystem*. Academic Press, pp. 303-325.
- HUNT, C. L., G. R. KELLY, H. WINDMILL, J. CURTIS-QUICK, H. CONLON, M. D. V. BODMER, A. D. ROGERS & D. A. EXTON. 2019. Aggregating behaviour in invasive Caribbean lionfish is driven by habitat complexity. *Scientific Reports* 9: 783. DOI: 10.1038/s41598-018-37459-w
- KOHLER, K. E. & S. M. GILL. 2006. Coral Point Count with Excel extensions (CPCe): A Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Computers and Geosciences* 32 (9): 259-1269. DOI: 10.1016/j.cageo.2005.11.009
- KULBICKI, M., J. BEETS, P. CHABANET, K. CURE, E. DARLING, S. R. FLOETER, R. GALZIN, A. GREEN, M. HARMELIN-VIVIEN, M. HIXON, Y. LETOURNEUR, T. LISON DE LOMA, T. McCLANAHAN, J. McILWAIN, G. MOUTHAM, R. MYERS, J. K. O'LEARY, S. PLANES, L. VIGLIOLA & L. WANTIEZ. 2012. Distributions of Indo-Pacific lionfishes *Pterois* spp. in their native ranges: implications for the Atlantic invasion. *Marine Ecology Progress Series* 446: 189-205. DOI: 10.3354/meps09442
- MONTAÑA-MENDOZA, J., T. CAMARENA-LUHRS, M. R. CASTAÑEDA-CHÁVEZ & F. LANGO-REYNOSO. 2017. Helminth parasites of red lionfish, *Pterois volitans* from the Veracruz coral reef system, Mexico, Southern Gulf of Mexico. *Journal of Agricultural Science* 9 (11): 30-33. DOI: 10.5539/jas.v9n11p30
- MONTAÑA-MENDOZA, J., E. ALARCÓN-REYES, M. R. CASTAÑEDA-CHÁVEZ, F. LANGO-REYNOSO & R. E. ZAMUDIO-ALEMÁN. 2019. Heavy metals in muscle tissue of *Pterois volitans* from the Veracruz Reef System National Park, Mexico. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16: 4611. DOI: 10.3390/ijerph16234611
- MORRIS, JR. J. A. & J. L. AKINS. 2009. Feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans*) in the Bahamian archipelago. *Environmental Biology of Fishes* 86: 389-398. DOI: 10.1007/s10641-009-9538-8
- MORRIS, JR. J. A. & P. E. WHITFIELD. 2009. *Biology, ecology, control and management of the invasive Indo-Pacific lionfish: An updated in-*

- egrated assessment*. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 99. Beaufort, 57 p.
- MURILLO-PÉREZ, B. I., J. J. SCHMITTER-SOTO, D. COBIÁN-ROJAS & R. L. HERREIRA-PAVÓN. 2021. Trophic overlap of lionfish (*Pterois volitans*) and two native predators (*Lutjanus apodus* and *Cephalopholis cruentata*) in the western Caribbean. *Biota Neotropica* 21 (1): e20190909. DOI: 10.1590/1676-0611-BN-2019-0909
- NELSON, J. S., T. C. GRANDE & M. V. H. WILSON. 2016. *Fishes of the world*. John Wiley & Sons, New Jersey, 707 p.
- PALMER, G., J. D. HOGAN, B. D. STERBA-BOATWRIGHT & R. D. OVERATH. 2016. Invasive lionfish *Pterois volitans* reduce the density but not the genetic diversity of a native reef fish. *Marine Ecology Progress Series* 558: 223-234. DOI: 10.3354/meps11924
- PEAKE, J., A. K. BOGDANOFF, C. A. LAYMAN, B. CASTILLO, K. REALE-MUNROE, J. CHAPMAN, K. DAHL, W. F. PATTERSON III, C. EDDY, R. D. ELLIS, M. FALETTI, N. HIGGS, M. A. JOHNSTON, R. C. MUÑOZ, V. SANDEL, J. C. VILLASenor-DERBEZ & J. A. MORRIS JR. 2018. Feeding ecology of invasive lionfish (*Pterois volitans* and *Pterois miles*) in the temperate and tropical western Atlantic. *Biological Invasions* 20: 2567-2597. DOI: 10.1007/s10530-018-1720-5
- REYES-AGUILAR, A. R., M. R. CASTAÑEDA-CHÁVEZ, J. MONTROYA-MENDOZA, F. LANGO-REYNOSO, R. ZAMUDIO-ALEMÁN & J. RAMOS-MIRANDA. 2018. Morphometry of *Pterois volitans* (Linnaeus, 1758) in the Veracruz reef system in the central zone of the Gulf of Mexico. *Oceanography and Fisheries Open Access Journal* 5 (5): 555673. DOI: 10.19080/OFOAJ.2018.05.555673
- ROCHA, L. A., C. R. ROCHA, C. C. BALDWIN, L. A. WEIGT & M. McFIELD. 2015. Invasive lionfish preying on critically endangered reef fish. *Coral Reefs* 34: 803-806. DOI: 10.1007/s00338-015-1293-z
- RODRÍGUEZ-CORTÉS, K. D., A. AGUILAR-PERERA & J. L. BONILLA-GÓMEZ. 2015. Growth and mortality of red lionfish, *Pterois volitans* (Actinopterygii: Scorpaeniformes: Scorpaenidae), in the Parque Nacional Arrecife Alacranes, southern Gulf of Mexico, as determined by size-frequency analysis. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 45 (2): 175-179. DOI: 10.3750/AIP2015.45.2.07
- ROGERS, J. S., S. G. MONISMITH, D. A. KOWEEK, W. I. TORRES & R. B. DUNBAR. 2016. Thermodynamics and hydrodynamics in an atoll reef system and their influence on coral cover. *Limnology and Oceanography* 61: 2191-2206. DOI: 10.1002/lno.10365
- RUTTENBERG, B. I., P. J. SCHOFIELD, J. L. AKINS, A. ACOSTA, M. W. FEELEY, J. BLONDEAU, S. G. SMITH & J. S. AULT. 2012. Rapid invasion of Indo-Pacific lionfishes (*Pterois volitans* and *Pterois miles*) in the Florida Keys, USA: Evidence from multiple pre- and post-invasion data sets. *Bulletin of Marine Science* 88 (4): 1051-1059. DOI: 10.5343/bms.2011.1108
- SABIDO-ITZÁ, M. M. & M. C. GARCÍA-RIVAS. 2019. Record of abundance, spatial distribution and gregarious behavior of invasive lionfish *Pterois* spp. (Scorpaeniformes: Scorpaenidae) in coral reefs of Banco Chinchorro Biosphere Reserve, southeastern Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research* 47 (2): 349-355. DOI: 10.3856/vol47-issue2-fulltext-15
- SANTANDER-MONSALVO, J., I. LÓPEZ-HUERTA, A. AGUILAR-PERERA & A. TUZ-SULUB. 2012. First record of the red lionfish (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758]) off the coast of Veracruz, Mexico. *BioInvasions Records* 1 (2): 121-124. DOI: 10.3391/bir.2012.1.2.07
- Schofield, P. J. 2009. Geographic extent and chronology of the invasion of non-native lionfish (*Pterois volitans* [Linnaeus 1758] and *P. miles* [Bennett 1828]) in the Western North Atlantic and Caribbean Sea. *Aquatic Invasions* 4 (3): 473-479. DOI: 10.3391/ai.2009.4.3.5
- Schofield, P. J. 2010. Update on geographic spread of invasive lionfishes (*Pterois volitans* [Linnaeus, 1758] and *P. miles* [Bennett, 1828]) in the Western North Atlantic Ocean, Caribbean Sea and Gulf of Mexico. *Aquatic Invasions* 5 (1): S117-S122. DOI: 10.3391/ai.2010.5.S1.024
- SOUTH, J., J. T. A. DICK, M. McCARD, D. BARRIOS-O'NEILL & A. ANTON. 2017. Predicting predatory impact of juvenile invasive lionfish (*Pterois volitans*) on a crustacean prey using functional response analysis: effects of temperature, habitat complexity and light regimes. *Environmental Biology of Fishes* 100: 1155-1165. DOI: 10.1007/s10641-017-0633-y

Two biomarkers of gene expression plasticity in *Pocillopora* corals from the Carrizales reef, Mexican Tropical Pacific

Dos biomarcadores de la plasticidad de la expresión génica en corales *Pocillopora* del arrecife Carrizales, Pacífico Tropical Mexicano

M. Alejandro Delgadillo-Nuño^{1,2,4}, Marco A. Liñán-Cabello³, Maider Justel-Díez^{4,5}, Erick Delgadillo-Nuño^{4,5}, Tadashi Kono-Martínez¹, Clara E. Galindo-Sánchez⁴, Rafael A. Cabral-Tena², Eugenio J. Carpizo-Iltuarte^{1*}

Recibido: 01 de noviembre de 2022.

Aceptado: 30 de mayo de 2023.

Publicado: agosto de 2023.

ABSTRACT

¹ Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California. Km 103 Carretera Tijuana-Ensenada, Ensenada, Baja California, 22860. México

² Departamento de Ecología Marina, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Km 103 Carretera Tijuana-Ensenada, Ensenada, Baja California, 22860. México

³ Facultad de Ciencias Marinas, Universidad de Colima. Km 19.5 Carretera Manzanillo-Barra de Navidad, Manzanillo, Colima, 28868. México

⁴ Departamento de Biotecnología Marina, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Km 103 Carretera Tijuana-Ensenada, Ensenada, Baja California, 22860. México

⁵ Departamento de Ecología y Biología Animal, Centro de investigación Mariña, Universidade de Vigo. Circunvalación ao Campus Universitario, Vigo, Pontevedra, 36310. España

*Corresponding author:

Eugenio J. Carpizo-Iltuarte: e-mail: ecarpizo@uabc.edu.mx

To quote as:

Delgadillo-Nuño, M. A., M. A. Liñán-Cabello, M. Justel-Díez, E. Delgadillo-Nuño, T. Kono-Martínez, C. E. Galindo-Sánchez, R. A. Cabral-Tena & E. J. Carpizo-Iltuarte. 2023. Two biomarkers of gene expression plasticity in *Pocillopora* corals from the Carrizales reef, Mexican Tropical Pacific. *Hidrobiológica* 33 (2): 115-125.

DOI:10.24275/AOH9236

Background. Gene expression (GE) plasticity is an acclimation response that allows organisms to adjust rapidly to environmental changes, providing an adaptive advantage. GE biomarkers are emerging as a valuable tool for linking the organism's physiological plasticity with the synergetic effects of large-scale climatic conditions and local impacts such as temperature and nutrients. **Objectives.** In this study, we investigate the GE plasticity of the 70-kDa heat shock protein (*hsp70*) and the carbonic anhydrase enzyme (CA) to confirm the ability of those two genes as biomarkers of the Cellular Stress Response and Cellular Homeostasis Response, respectively. **Methods.** Using qPCR, we evaluate the GE plasticity of coral colonies from *Pocillopora capitata*, *Pocillopora damicornis*, and *Pocillopora verrucosa* at the Carrizales reef (Colima coast of Mexico) naturally exposed to environmental changes in the Sea Surface Temperature (SST), productivity and nutrients using the cellular density of Symbiodiniaceae and chlorophyll content as health indices. **Results.** Our results clearly show GE plasticity in the *hsp70* for *Pocillopora verrucosa* and *Pocillopora damicornis* related to a daily environmental change in temperature and nutrients. On the other hand, the CA gene expression shows no change in response to daily variations. However, there was a significantly high expression of CA and a lower expression of *hsp70* in *Pocillopora capitata*. Furthermore, we found no significant differences in the health indices, suggesting some degree of physiological plasticity in *Pocillopora* corals like its extensive morphological plasticity that could reflect different adaptation capacities to low temperatures and high nutrients during the spring season in the central Mexican Pacific. **Conclusions.** Evaluating the phenotypic plasticity (morphology and molecular physiology) could help identify coral colonies with a more significant potential to survive environmental stressors. The latter is an essential consideration for managing, conserving, and restoring coral reefs in the Mexican Pacific.

Keywords: coral acclimatization, molecular physiology, phenotypic plasticity

RESUMEN

Antecedentes. La plasticidad de la expresión génica (GE) es una respuesta inmediata de aclimatación al cambio ambiental que puede proporcionar una ventaja adaptativa. Los biomarcadores de GE están emergiendo como una herramienta valiosa para vincular la plasticidad fisiológica del organismo con los efectos sinérgicos del cambio climático y el impacto local como la temperatura y nutrientes. **Objetivos.** Investigamos la plasticidad de la expresión de genes que codifican para la proteína de choque térmico de 70-kDa (*hsp70*) y la enzima anhidrasa carbónica (CA) para confirmar su utilidad como biomarcadores de la respuesta de estrés y de homeostasis celular, respectivamente. **Métodos.** Evaluamos la GE mediante qPCR en colonias de corales *Pocillopora capitata*, *Pocillopora damicornis* y *Pocillopora verrucosa* del arrecife Carrizales (Colima, México) expuestas a un cambio natural en la temperatura de la superficie del mar (SST), productividad primaria y nutrientes utilizando la densidad de Symbiodiniaceae y el contenido de clorofila como indicadores

de salud. **Resultados.** La plasticidad de la GE de *hsp70* en *Pocillopora damicornis* y *Pocillopora verrucosa* se asocia con la variación diaria de temperatura y nutrientes, mientras que el gen de la CA no muestra cambios de expresión relacionada con esta variabilidad. Sin embargo, en *Pocillopora capitata* se encontró una expresión significativamente mayor de CA y una menor expresión de *hsp70*. Estos resultados reflejan un grado de plasticidad fisiológica en corales *Pocillopora* similar a la extensa plasticidad morfológica dentro de este género, lo que podría sugerir diferentes capacidades de adaptación a la temporada primaveral de bajas temperaturas y alto contenido de nutrientes en la región. **Conclusiones.** Evaluar la plasticidad fenotípica (morfología y fisiología molecular) podría ser útil para identificar colonias de corales con un mayor potencial de sobrevivencia al estrés ambiental. Lo anterior resulta relevante para la conservación, manejo y restauración de los arrecifes de coral del Pacífico mexicano.

Palabras clave: aclimatación coralina, fisiología molecular, plasticidad fenotípica

INTRODUCTION

Coral reefs currently face the challenges of increased sea surface temperatures and severe changes in ocean chemistry due to global warming and ocean acidification (Hughes *et al.*, 2017) under an unprecedented climate change crisis (Barnes *et al.*, 2022). In addition, accelerated industrialization, urbanization, and agriculture have played a significant role in coral reefs' degradation through eutrophication, sedimentation, and turbidity (Suggett & Smith, 2020; Donovan *et al.*, 2021). Those environmental challenges, if extreme and prolonged, cause signs of severe stress effects on coral calcification, and massive bleaching and mortality due to the loss of the endosymbiotic relationship between corals and Symbiodiniaceae (Eakin *et al.*, 2019).

Recent studies, however, have shown that differential changes in gene expression, via physiological plasticity, between and within coral species (Rivera *et al.*, 2021; Strader & Quigley, 2022) could contribute to emergent stress responses such as thermal tolerance (van Oppen & Oakeshott, 2020; Avila-Magaña *et al.*, 2021) and resistance to ocean acidification (Yuan *et al.*, 2019; Scucchia *et al.*, 2021); with particular links between specific environmental stressors (nutrient/thermal) that could benefit or synergistically affect heat-stressed corals at the cellular level (Rodríguez-Casariago *et al.*, 2020; Montalbetti *et al.*, 2021; Thummasan *et al.*, 2021) resulting in tolerant and susceptible populations that show distinct transcriptional resilience and acclimation potential (Savary *et al.*, 2021; Drury *et al.*, 2022). The latter highlights the ability of qPCR-based gene expression biomarkers to elucidate gene expression plasticity (Poli *et al.*, 2017) and their potential as molecular tools to assess and predict coral reef health and function under climate change scenarios (Hook *et al.*, 2014; Palumbi *et al.*, 2014; Zoccola *et al.*, 2016), with further applications on coral reef restoration and conservation as an aid in determining what readily quantifiable phenotypes are most indicative of resilience (Parkinson *et al.*, 2020; Kenkel & Wright, 2022).

Molecular markers (biomarkers) are defined as early detectable changes in the expression of one or several genes that indicate physiological effects or alterations (Smith *et al.*, 2009), and those gene expression biomarkers have been widely used to measure environmental and anthropogenic impacts on marine species (Hook *et al.*, 2014;

Tarrant *et al.*, 2019). As the earliest steps of an organism's response to environmental stress occur at the molecular level comprising the cellular stress response (CSR), gene expression analyses of the CSR provide a valuable tool to link an organism's physiology with large-scale climatic conditions (Kenkel *et al.*, 2014). The CSR is activated only by severe stress, which causes a proportional increase in macromolecular damage and exceeds the elastic limit of cellular homeostasis (Kültz, 2020); once cell damage control has taken place and cells have been repaired, a complementary response called the cellular homeostasis response (CHR) is triggered to reestablish homeostasis under the new environmental conditions (Kültz, 2005). Therefore, gene expression analyses of the CSR and CHR genes have been proposed as a standard metric for quantifying stress and evaluating an organism's condition *in situ* (Evans & Hofmann, 2012).

The CSR genes include those coding for molecular chaperones of the Hsp family (*hsp110*, *hsp90*, *hsp70*, *hsp40*, *hsp60*, and small Hsps), antioxidants, redox enzymes, and enzymes that mitigate stress-induced damage to cellular components such as membranes, proteins, and DNA (Kültz, 2005; Shitaoka *et al.*, 2021); while the CHR genes include those coding for Ca²⁺ homeostasis enzymes, ribosomal proteins, cytoskeleton and, in the case of calcifying/photosynthetic organisms (such as corals), extracellular matrix proteins and the carbonic anhydrase enzyme family (Kenkel *et al.*, 2013, 2018). The immediate up-regulation of the Hsps family is a ubiquitous, vital, and dynamic response associated with thermal stress tolerance and bleaching resistance (Barshis *et al.*, 2013; Palumbi *et al.*, 2014; Poli *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2018), in which the coral holobiont expresses the genes at high levels at all times in stressful conditions/locations (Mayfield *et al.*, 2013, 2019). Furthermore, the carbonic anhydrase (CA) isoforms are a potential biomarker family for global and local impacts in calcifying organisms (Zebral *et al.*, 2019), such as ocean acidification and contamination effects in corals (Kenkel *et al.*, 2014, 2018; Zoccola *et al.*, 2016).

Before the expression of any gene can be applied as a universal biomarker, however, there must be an understanding of its promises and limitations concerning natural environmental sensitivity, species-specificity response, environmental history, and current anthropogenic impacts and how expression patterns relate to the physiological and ecological consequences of stress tolerance and resilience due to those varying factors (Kenkel *et al.*, 2014; Rivera *et al.*, 2021; Drury *et al.*, 2022). For instance, the *hsp70* gene expression can change drastically with a variety of environmental stress such as extreme temperatures (high or low), high light intensity and salinity changes, nutrient enrichments, and cellular stress caused by coral bleaching and pathogen invasion in corals (Seveso *et al.*, 2016; Zhang *et al.*, 2018; Dellisanti *et al.*, 2022). Furthermore, when nutrient enrichment is coupled with thermal stress, severe damage occurs to the coral holobiont of *Pocillopora damicornis* (Linnaeus, 1758) (compared with the individual effects) due to the Hsps upregulation-induced apoptosis and bleaching mechanism amplification by high nitric oxide (NO) production (Thummasan *et al.*, 2021).

This study aims to confirm and validate the ability of the *hsp70* and CA genes as biomarkers of differential stress responses and acclimation potential in corals under natural high nutrient concentrations and low thermal variations. For this, we performed a field study of the *hsp70* and CA (qPCR-based) gene expression on *Pocillopora capitata* Verrill,

1864, *P. damicornis*, and *Pocillopora verrucosa* (Ellis & Solander, 1786) (*Pocillopora* mtORF type 1; *sensu* Pinzón & LaJeunesse, 2011) from the Mexican Pacific. We mainly chose those biomarkers because they have proven effective in identifying gene expression plasticity in *Pocillopora* (Delgadillo-Nuño *et al.*, 2020). Therefore, we hypothesize that equally healthy corals assessed through Symbiodiniaceae density and chlorophyll content will have some level of gene expression plasticity as part of a differential acclimation and adaptation potential, having the highest plasticity in the most abundant corals at the Carrizales reef, which could explain its differences in coverage and frequency (Reyes-Bonilla *et al.*, 2013).

Such new information will highlight the importance of including the evaluation of phenotypic plasticity (morphology/molecular physiology) and temporal variability (daily/seasonal) to accurately predict and anticipate *Pocillopora* coral's response to future conditions. Moreover, knowing which readily quantifiable *Pocillopora* phenotypes could have lower or higher resilience under global change scenarios should be an essential consideration for the experimental designs, management plans, and conservation and restoration efforts of coral reefs in the Mexican Pacific.

MATERIALS AND METHODS

Study area. The Carrizales coral reef is located on the central Mexican Pacific at the Colima coast (19°05'42" N, 104°26'21" W) (Fig. 1), which is on the list of Priority Marine Regions (RMP) as part of the Punta Graham-El Carrizal PMR#27 (Arriaga-Cabrera *et al.*, 1998); such regions are a framework to propose new natural protected areas in Mexico due to their high biodiversity potential and value (Arriaga-Cabrera *et al.*, 2009). Accordingly, the Carrizales reef is a relatively well-developed, undisturbed, and ecologically rich coral community (Liñán-Cabello & Michel-Morfin, 2018) dominated by branching corals (*Pocillopora* spp.) at shallow and mid-shallow depths (1 to 8 m), with a change in dominance by encrusting and submassive corals (*Porites* spp. and *Pavona* spp.) in deeper waters (8 to 10 m), with fewer records of *Psammocora* spp. (Reyes-Bonilla *et al.*, 2013), similar to other coral reefs in the central Mexican Pacific (Hernández-Zulueta *et al.*, 2017). Coral species occupy many microenvironments within the reef (Reyes-Bonilla *et al.*, 2013), with highly variable temporal conditions (Liñán-Cabello *et al.*, 2016; Delgadillo-Nuño *et al.*, 2020). We focused on low temperatures and high nutrients during the spring-dry season (Muñiz-Anguiano *et al.*, 2017) to reduce the specific conditions of poor light quality and high turbidity and sedimentation during the rainy season.

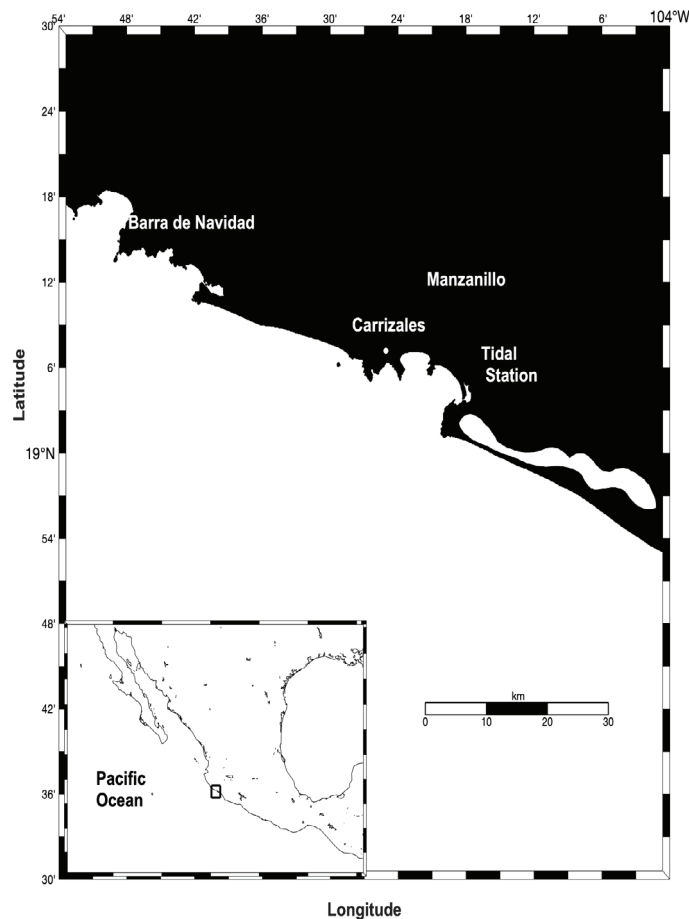


Figure 1. Location of the Carrizales reef on the coast of Colima, central Mexican Pacific.

Morphospecies identification. During the last week of April 2016, we used SCUBA diving in the Carrizales reef to visually identify the three most abundant *Pocillopora* morphospecies based on the macro-morphology of the colonies (after Schmidt-Roach *et al.*, 2014), namely *P. capitata*, *P. damicornis*, and *P. verrucosa* nominal species (after Veron *et al.*, 2016). However, considering the discrepancies between morphological and molecular identification (Gélin *et al.*, 2017; Johnston *et al.*, 2017), those are regarded here, according to Pinzón & LaJeunesse (2011), as *Pocillopora* morphospecies of a single genetic lineage (mtORF type 1). No other phenotypic characteristics besides macro skeletal morphology were considered in our study (i.e., color phenotypes or rare morphologies). Nevertheless, all colonies were recorded *in situ* (photographically) for further revision.

Sampling design. After visual identification, we carried out two samplings separately on April 22 and 24, 2016. To reduce the effects of light intensity on the *hsp70* and CA gene expression and Symbiodiniaceae indexes (Delgadillo-Nuño *et al.*, 2020) and ensure as much as possible that environmental variation corresponded to temperature and nutrient conditions, all samplings were conducted at midday, from the top of coral colonies at 3 m depth within the main body of the reef avoiding any microenvironments such as large rocks, caves, sandy patches, and isolated or separated colonies (Reyes-Bonilla *et al.*, 2013). We collected 72 coral fragments (~1 cm²) from 36 different colonies of *Pocillopora* morphospecies that occurred in sympatric groups (i.e., one coral colony of *P. capitata*, *P. damicornis*, and *P. verrucosa* were next to the other); each group of sympatric morphospecies was established as an independent experimental sampling unit ($n = 6$) and those were separated at least 5 to 10 meters to reduce the potential of having collected clones.

Hydrographic analysis. We collected three samples of seawater (200 mL) on each of the sampling days (April 22 and 24, 2016) at 2 m depth on the Carrizales reef and 1 m close to the coral colonies for the determination of dissolved inorganic nutrients (aliquots of 50 mL) according to the methods described by Strickland & Parsons (1972) and Grasshoff *et al.* (2009) using a segmented flow autoanalyzer (Skalar SanPlus II). These parameters were used as a proxy of the environmental variation at the local scale independent of the microenvironment. Given the lack of temperature measurements in the sampling site, we used sea surface temperature records in the study area made by the Red Mareográfica at Manzanillo station of the Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE) (<http://redmar.cicese.mx/emmc/DATA/MNZN>). Additionally, for the mesoscale, we used temperature and chlorophyll data from satellite images (8 days compound at processing level 3) from the MODIS Aqua sensor (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov>).

Total RNA isolation. The excess of RNALater from coral fragments stored at -20 °C was removed, and coral fragments were crushed with a sterile porcelain mortar and pestle. Immediately, ~100 mg of the slurry was placed in 1.5 mL microcentrifuge tubes with 1 mL of TRIzol Reagent (Life Technologies©) and homogenized using a mechanical disruptor (FastPrep®24, MP Biomedicals, Santa Ana, California, USA). We isolated total RNA from each sample following the manufacturer's specifications and, according to Anderson *et al.* (2016), up to 2 µL of 6 M HCl was added to avoid the neutralization reaction that occurs between the calcium carbonate of the skeleton and the acidity of TRIzol. Total RNA was eluted in 50 µL of RNase-free water. The quantity and quality of the nucleic acid were analyzed using a Nanodrop® spectro-

photometer and through visual inspection in 1.5 % agarose gel. DNA contamination was removed from the RNA samples by treatment with the enzyme DNase I (RNase-Free), following the manufacturer's specifications (Invitrogen, Thermo Fisher Scientific Inc). RNA samples were stored at -80 °C until further processing to avoid degradation.

Gene expression. For the analysis of qPCR-based gene expression biomarkers (*hsp70* and CA), we used sequence-specific primers for *Pocillopora* corals obtained from the literature (Mayfield *et al.*, 2013) and the 18S ribosomal RNA gene (18S rRNA) as an internal control designed from *Pocillopora* sequences on the GenBank (accession No. HMO13849.1). The set of primers was as follows: 1) *hsp70* (Forward: 5'-CCGCCGGTGGGTAATGA-3', Reverse: 5'-CTTGTCGCGTTCTCTCG-3'), 2) CA (Forward: 5'-AGGATGATGAGGAGGATGAGG-3', Reverse: 5'-ATAGCAGGAGGGGTGGTAA-3'), and 3) 18S rRNA (Forward: 5'-GGTGTTGAGATGGATGG-3', Reverse: 5'-ACGTAGGCAGGCACC-3'). Before the gene expression analysis of the biomarkers, we performed a reverse transcription of RNA (200 ng) into complementary DNA (cDNA), using the High-Capacity cDNA Reverse Transcription Kit and following the manufacturer's specifications (Applied Biosystems, Life Technologies, CA). Aliquots of 20 ng µL⁻¹ of cDNA were then used for the qPCR amplifications, carried out in 20 µL of the total volume containing 6.3 µL of 2X SYBR Green Master Mix (Applied Biosystems), 0.6 µL of one set of primers (10 mmol L⁻¹), 5.0 µL of the cDNA sample (20 ng µL⁻¹), and 6.9 µL of RNase/DNase-free water in a StepOnePlus™ thermocycler (Applied Biosystems), with the following thermocycling conditions: 1) "hot start" at 95 °C for 10 min, 2) amplification of 40 cycles at 95 °C for 15 s followed by 60 s at 60 °C, and 3) fusion at 95 °C for 15 s followed by 60 s at 60 °C and 15 s at 95 °C. Results expressed the relative mRNA expression of target genes and internal control using the 2^{-ΔΔCt} quantification method (Schmittgen & Livak, 2008).

Health indices. For Symbiodiniaceae cells extraction, coral fragments previously preserved in 10 mL of 10 % formaldehyde were thoroughly rinsed with distilled water and incubated in 10 mL of 4M NaOH at 37.5 °C until the tissue was removed from the skeleton (modified from Zamoum & Furla, 2012). The cell density of Symbiodiniaceae was quantified from an aliquot of 10 µL using a Neubauer hemocytometer ($n = 8$ replicates). Results express Symbiodiniaceae cells per unit of surface area occupied by the living tissue in the coral skeleton (cells cm⁻²), obtained by measuring each fragment with millimeter precision calipers. For Chlorophyll (Chl *a*) extractions, we used ~ 100 mg of frozen fragments crushed in a mortar and placed in microcentrifuge tubes with 1.5 mL of 100 % methanol stored in the dark for 24 h (4 °C). The resulting slurry was sonicated for 15 s and then centrifuged at 1 500 g for 5 min (4 °C), and the supernatant was used immediately for quantification. Pigment measurements were performed in duplicates with a Spectronic® Genesys™ 5 spectrophotometer (Thermo Fisher Scientific), using a 96 wells microplate. Chl *a* concentration was calculated at 664 nm (Jeffrey & Humphrey, 1975), using the extinction coefficient 90 L gm⁻¹ cm⁻¹ (Vernon, 1960), with the recommended turbidity correction. Results expressed pigment concentration per unit of surface area (Chl *a* µg cm⁻²).

Statistics. We used R software (R Core Team, 2013) to perform all statistical analyses; we proved normality with the Shapiro-Wilk test and homoscedasticity with Bartlett's test for all data (95 % confidence intervals). As normality and homoscedasticity assumptions were true for nutrients and gene expression data, a two-sample unpaired t-test was used to analyze significant differences in nutrients between days

($P > 0.05$) and a two-way analysis of variance (ANOVA) followed by multiple comparisons (Tukey's test) to evaluate significant differences of gene expression between days and morphospecies ($P > 0.05$). In the cases when normality or homoscedasticity assumptions were false (Symbiodiniaceae cell density and Chl *a* concentration), a non-parametric two-way Friedman test and pairwise sign test were used to evaluate significant differences between days and morphospecies ($P > 0.05$). Additionally, we performed a principal component analysis (PCA) using the built-in R functions `prcomp` to identify differences between morphospecies in Symbiodiniaceae cell density, Chl *a* concentration, and changes in the differential expression of *hsp70*, and CA genes. A logarithmic transformation was applied to eliminate the data variation due to the unit difference.

RESULTS

Remote sensing showed low SST (22 °C) and high productivity (80 mg m⁻³) along the central Mexican Pacific (including the Manzanillo coast) during the first week of April 2016 (March 29-April 05). Then, the SST increased to 26 °C, while productivity decreased (10 mg m⁻³) during the second week (April 06-April 13). The SST continued to change between 22 and 26 °C during the third (April 14-April 21, 2016) and fourth week (April 22-April 29), but productivity remained low until the end of April 2016 (Fig. 2). In the same way, the temperature records close to the Carrizales reef showed a thermal change from 22 to 24 °C in nine days (April 01 to 09), followed by an increase from 24 to 26 °C in another nine days (April 10 to 18). Later, the temperature dropped from 26 to 24 °C in only three days (April 19 to 21) and suddenly decreased from 24 °C on the first day of sampling (April 22) to reach almost 20 °C on the second day of sampling (April 24), to increase again in the next day at 24 °C and remain until the end of April 2016 (Fig. 3). The results of the t-test showed significant variations in dissolved inorganic nutrients ($P < 0.05$), with higher nitrogen concentrations on April 22, while phosphorus and silicates were higher on April 24, 2016 (Table 1).

For the qPCR-based biomarkers, the relative *hsp70* mRNA expression of *P. damicornis* and *P. verrucosa* morphospecies showed significant differences between the two days of sampling ($P < 0.05$). Furthermore, both morphospecies showed significantly higher values of relative mRNA expression ($P < 0.05$) compared to those of *P. capitata* morphospecies (Fig. 4A). On the other hand, the relative mRNA expression of CA did not show significant differences between the sample days for none of the three *Pocillopora* morphospecies. However, the expression of CA in *P. capitata* morphospecies showed significantly ($P < 0.05$) higher values of relative mRNA expression compared to those of *P. damicornis* morphospecies and *P. verrucosa* morphospecies (Fig. 4B). Regarding the health indices, there were no significant differences in Symbiodiniaceae density or chlorophyll between sampling days and *Pocillopora* morphospecies (Fig. 5A and B). Finally, the principal component analysis showed a clear separation between *P. damicornis* and *P. verrucosa* morphospecies from *P. capitata* morphospecies. The first two principal components (PCs) explained 63.5 % of the variation (Fig. 6).

DISCUSSION

Interpreting how or whether a coral holobiont phenotype (i.e., a morphotype, morphospecies, or ecomorph) can employ gene expression plasticity to ensure short and long-term survival (Rivera *et al.*, 2021) will be critical for understanding global and local impacts of climate change and coastal anthropogenic activities (Hughes *et al.*, 2017; Donovan *et al.*, 2021) across diverse taxa (Suggett & Smith, 2020; Barnes *et al.*, 2022) and in determining which phenotypes are most indicative of resilience to those impacts (Parkinson *et al.*, 2020; Rivera *et al.*, 2021). In this sense, our study proves some degree of physiological plasticity through diversity in the cellular response between the three *Pocillopora* morphospecies and provides determining information on their distinctive acclimation responses which could suggest different capacities for genetic or biochemical adaptation (Bernhardt & Leslie, 2013; Stillman & Paganini, 2015) in *Pocillopora* morphospecies of the Carrizales reef.

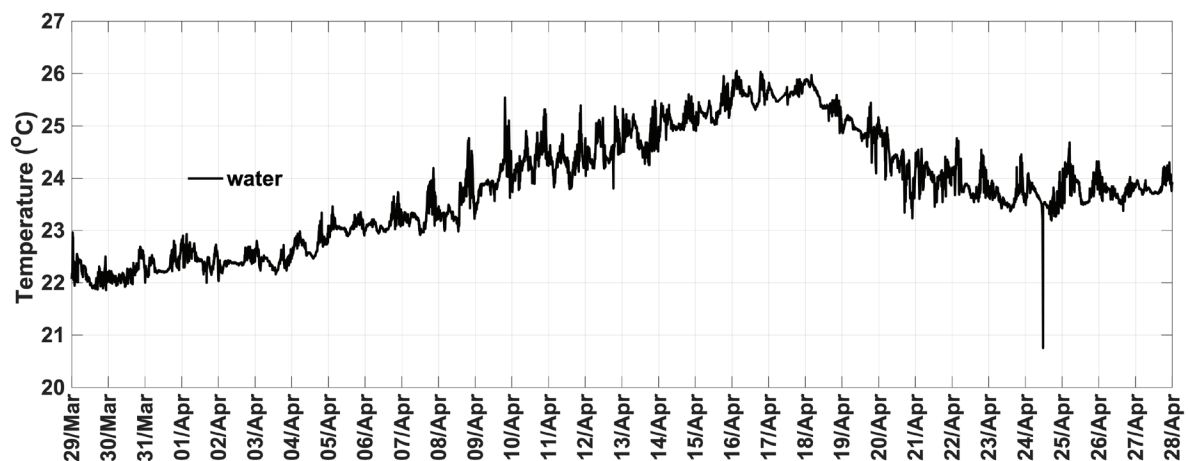


Figure 2. Seawater temperature measurements at the Tidal Station on Manzanillo Bay, Colima, Mexico. Recorded each minute on April 2016 from the Redmar, Coastal and Meteorological Station of CICESE.

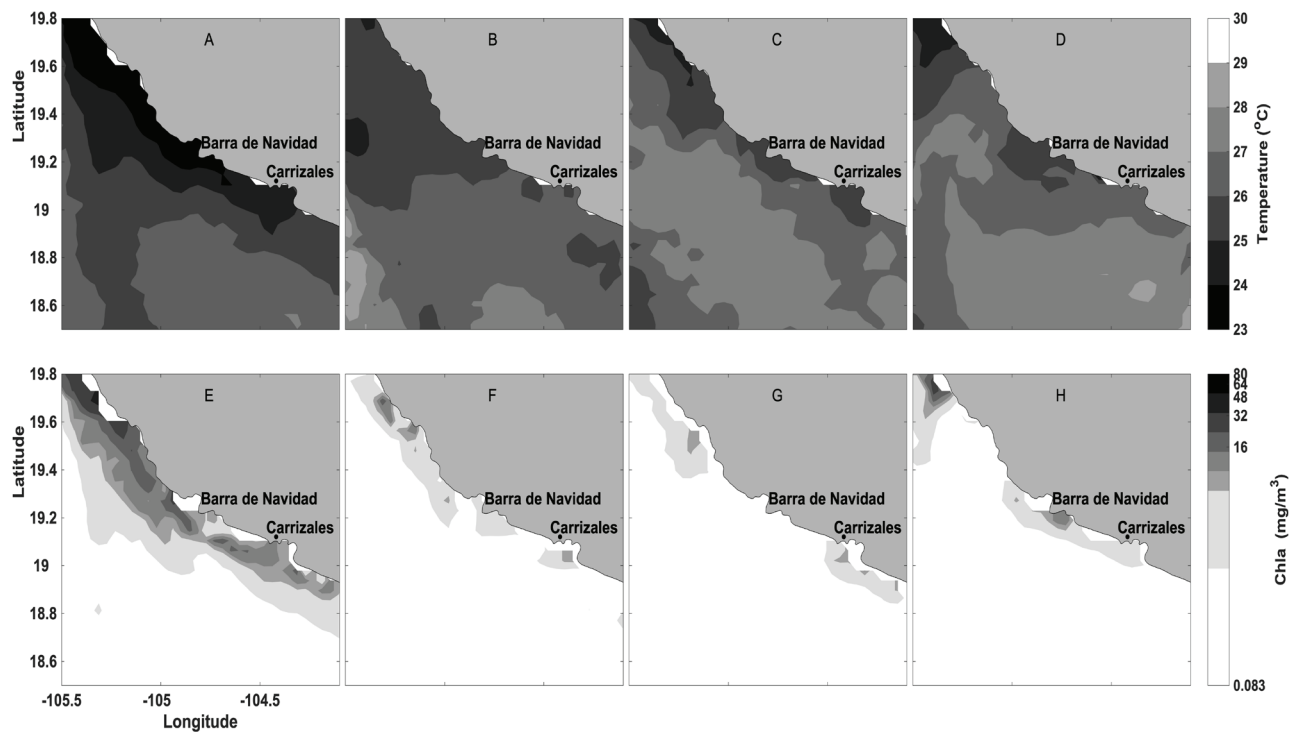


Figure 3. Satellite images of SST (A, B, C and D) and chlorophyll (E, F, G and H) from the MODIS Aqua sensor. Each column shows a data compound of 8 days (processing level 3) for the central Mexican Pacific in April 2016. The dot marks the location of the Carrizales reef.

First, we observed a significant increase in the *hsp70* gene expression in *Pocillopora* morphospecies (Fig. 4A), clearly associated with the short-term temperature change within the sampling days ($\pm 2^\circ\text{C}$ in 3 days, followed by $\pm 4^\circ\text{C}$ in 24 h) at Manzanillo coast (Fig. 2) coupled with high nutrients concentration at Carrizales reef, particularly in Nitrogen (7–9 μMoles) (Table 1); without significant changes in the symbiotic condition whatsoever (Fig. 5A and B). Both the changes in temperature (up or down) and the high nutrient concentrations can cause positive expression of Hsp proteins (Seveso *et al.*, 2016; Thummasan *et al.*, 2021), and these conditions occur naturally during the spring season at the Carrizales reef (Muñiz-Anguiano *et al.*, 2017). Therefore, as expected, the prominent molecular response in *Pocillopora* morphospecies was an induction of the *hsp70* gene related to local environmental changes in the short term. However, the magnitude and direction of this

plasticity were different between *P. damicornis/P. verrucosa* and *P. capitata* (Fig. 6), suggesting two different levels of *hsp70* gene expression plasticity in *Pocillopora* morphospecies: higher plasticity (*P. damicornis/P. verrucosa*) and lower or reduced plasticity (*P. capitata*).

As we hypothesized, *Pocillopora* morphospecies would have some degree of physiological plasticity at the molecular level when exposed to environmental stress (thermal/nutrients). In terms of gene-by-gene expression analysis, plasticity occurs after the environmental change (stress signal) when the expression of a gene significantly increases to reach a peak of expression under the new stress condition (Hédouin & Berteaux-Lecellier, 2014; Rivera *et al.*, 2021), in this case, thermal and nutrients stresses. Higher *hsp70* levels in *Pocillopora* corals are generally related to a protective response toward environmental and cellular stressors (Poli *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2018; Dellisanti *et al.*, 2022), with the tolerant phenotypes exhibiting higher expression levels than the susceptible ones.

Table 1. Comparison of nutrient concentrations (Average \pm SD) in Carrizales reef between April 22 and April 24, 2016 ($n = 3$ samples).

Nutrient	April 22	April 24	<i>t</i>	<i>p</i> -value
$\text{NO}_3 + \text{NO}_2$ (μMoles)	9.20 + 0.14	7.62 + 0.28	8.7860	0.0005
NH_4 (μMoles)	0.28 + 0.03	0.22 + 0.02	3.3793	0.0139
PO_4 (μMoles)	1.16 + 0.23	2.41 + 0.12	-8.4408	0.0005
DIN: PO_4 ratio	8.43 + 1.45	3.26 + 0.20	4.9741	0.0038
SiO_2 (μMoles)	12.25 + 0.56	14.58 + 0.51	-5.3431	0.0030

This is true when stress-tolerant populations show higher baseline expressions before the stress condition and less (induction) positive change in gene expression after (Poli *et al.*, 2017), which confers protection from frequent stresses through a pre-emptive response (front-loading) and by maintaining cellular integrity under constant pressure (Brenner-Raffalli *et al.*, 2022). While low baseline expression and a high induction are observed in sensitive populations (Rivera *et al.*, 2021), this has been observed in high thermal regimens mainly (Kenkel *et al.*, 2013; Palumbi *et al.*, 2014; Poli *et al.*, 2017). However, this is not the case in our results, in which a lower baseline expression of the *hsp70*

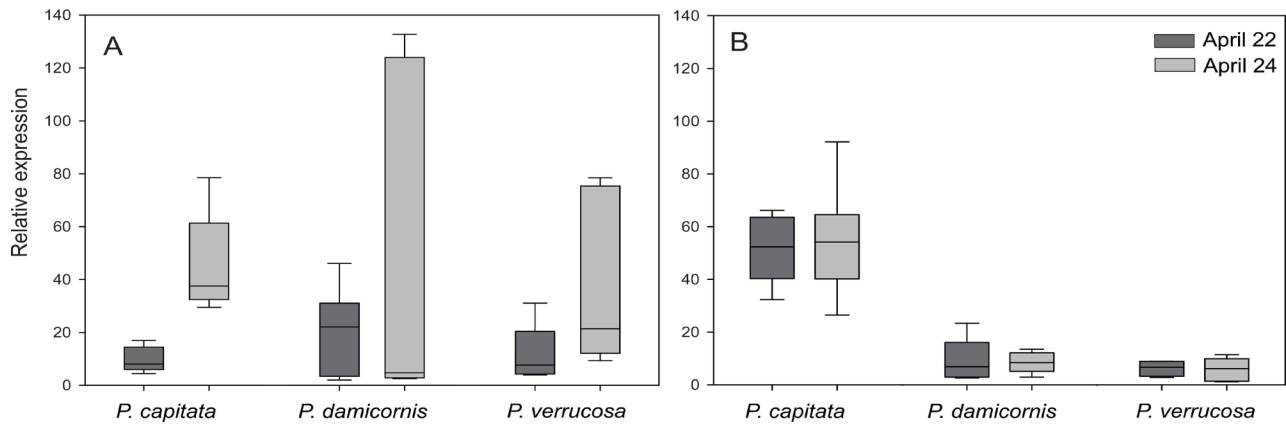


Figure 4. mRNA relative expression in *Pocillopora* morphospecies from the Carrizales reef on April 22 and 24, 2016; A) heat shock protein (*hsp70*) and B) carbonic anhydrase (CA).

gene was shown before the condition without stress for all the morphospecies studied, with the sole difference in the magnitude of the *hsp70* gene expression between *P. damicornis*/*P. verrucosa* and *P. capitata* after the environmental change.

In our study, the lower plasticity of the *hsp70* gene expression could suggest some tolerance to the combination of low temperature and high nutrient stress in *P. capitata* morphospecies by a lowered induction of the *hsp70* gene expression. This is a more general pattern also associated with genes involved with thermal stress (Bay & Palumbi, 2017) as part of a cellular response that appears muted (dampening) under the new stress condition, which allows for reducing the energy requirement of the stress response and utilizes it in cellular maintenance and homeostasis (Rivera *et al.*, 2021). The latter is supported by a higher constitutive expression of the CA gene through the sampling days in *P. capitata* morphospecies, which suggests that CA gene expression could have been sustained for more extended periods to maintain cellular ho-

meostasis during the highly variable conditions, of low temperature and high nutrients, on the Carrizales reef during the spring season.

Broadly, the positive regulation of the CA (as an adaptive mechanism) sustains all the vital metabolic processes in the coral holobiont, such as photosynthesis, calcification, cellular homeostasis, and growth simultaneously (Bertucci *et al.*, 2013). This process of adaptive metabolism by increasing CA gene expression in *P. capitata* morphospecies could help to cope with the energy requirements of an environmental stress regime (Kültz, 2003), reflecting a higher resilience potential by long-term physiological acclimation (Kenkel *et al.*, 2014, 2020), since higher induction of *hsp70* gene comes at a substantial energy cost (Kenkel *et al.*, 2013; Poli *et al.*, 2017). Therefore, the differences in basal expression of the CA gene and the levels of *hsp70* gene induction reveal some physiological plasticity between *P. capitata* and *P. damicornis*/*P. verrucosa*, probably through diversity in the cellular response of the morphospecies, which could confer slight differences in stress tolerance and resilience.

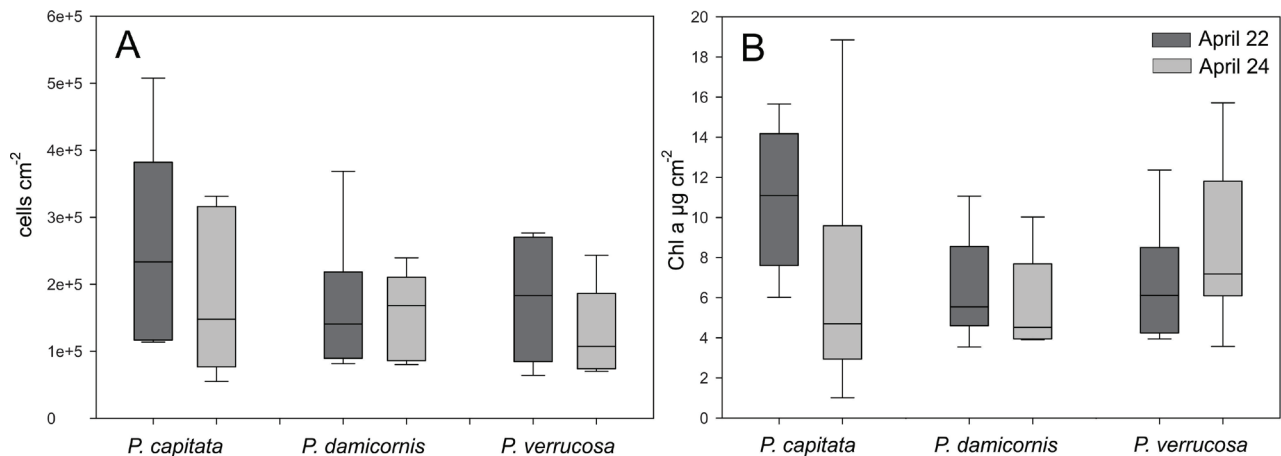


Figure 5. Health indexes in *Pocillopora* morphospecies from the Carrizales reef on April 22 and 24, 2016; A) Symbiodiniaceae density and B) Chlorophyll (a + c₂).

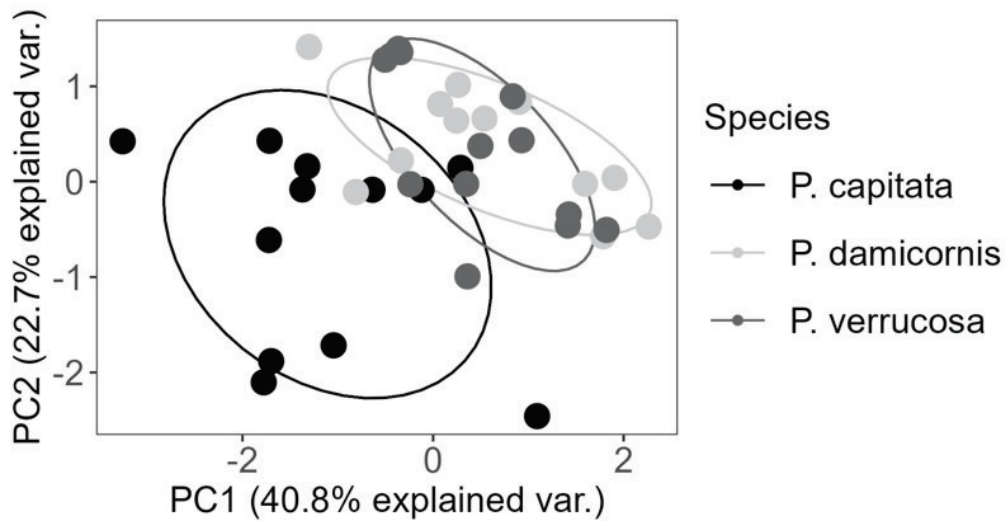


Figure 6. Principal component analysis (PCA) of the *hsp70* and CA mRNA relative expression, Symbiodiniaceae density and Chlorophyll content in *Pocillopora* morphospecies on April 22 and 24, 2016 from the Carrizales reef.

Finally, the results suggest that there was no substantial effect on the ability of Symbiodiniaceae to capture light (Brown, 1997; Douglas, 2003), translocate nutrients to coral host cells (Saxby *et al.*, 2003; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2005; Smith *et al.*, 2005), and maintain metabolic homeostasis of the holobiont (Hinrichs *et al.*, 2013), and this is another important consideration in our study since the coral bleaching machinery-induced apoptosis seems absent. That is, no evidence of Symbiodiniaceae and Chl *a* loss, coral de-pigmentation, or tissue detachment due to the oxidative stress-induced mechanism, which increases ROS levels, damages the photosynthetic machinery, alters the ionic balance in the symbiont thylakoid membranes and disrupts the symbiosome microenvironment (Rodríguez-Casariago *et al.*, 2020; Thummasan *et al.*, 2021). Therefore, no differences in energy supply are inferred, and the *hsp70* and CA gene expression levels could be considered within the acclimation or adaptation potential with the sole difference in the response thresholds of *P. capitata* and *P. damicornis/P. verrucosa*.

In conclusion, the most prominent result of this study could be interpreted as a diversity in the CSR and CHR of *Pocillopora* morphospecies that affected the patterns of magnitude and direction of physiological plasticity (high or reduced), as shown by the constitutive expression and induction of the CA and *hsp70* genes, respectively. We demonstrated that *P. capitata* and *P. damicornis/verrucosa* could have specific tolerance to cope with the natural stressful conditions in the Carrizales reef. However, this only partially explains the differences in coverage and frequency between the three morphospecies in the Carrizales reef (Reyes-Bonilla *et al.*, 2013; Hernández-Zulueta *et al.*, 2017) and might seem contradictory for the spatial differences of the three morphospecies through the Mexican Central Pacific (see supplementary material on Hernández-Zulueta *et al.*, 2017) so, further study of complete transcriptional response (i.e., RNAseq) is needed for a better understanding of how *Pocillopora* morphospecies are (more or less) resilient to environmental changes and anthropogenic impacts. Considering that the *Pocillopora* morphospecies studied here are potential early coloni-

zers and ecological activators of impacted reefs (Buitrago-López *et al.*, 2020) and some of the most critical and principal reef-builders of the Tropical Eastern Pacific (Cabral-Tena *et al.*, 2020); our results could be used for linking phenotypic plasticity (morphological and physiological) with some degree of diversity in the cellular response of *Pocillopora* corals, and this could have important implications for future experimental designs and the ecological success of management plans, and conservation and restoration efforts of coral reefs in the Mexican Pacific.

ACKNOWLEDGMENTS

This work was supported by the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT, Mexico) through the Basic Science-2012 project, no. 181597, for which EJCI was responsible. MADN received a doctoral scholarship (no. 486385) from CONACYT to carry out this study and appreciates the support provided. We thank Aramis Olivos-Ortiz at the Centro Universitario de Investigaciones Oceanológicas (CEUNIVO-UdC) for his help in the determination of the dissolved inorganic nutrients and all the members of the Laboratorio de Ecología y Biología del Desarrollo (IIO-UABC) and Laboratorio de Acuicultura/Biotecnología (FACIMAR-UdC), in particular to Roberto Escobar-Fernández and Joel Bracamontes-Ramírez. We also thank Claudia Lucia Tejada-Begazo and Lucy Coral Alarcón-Ortega for their help in improving the final version of the manuscript. We also thank for the comments of three anonymous reviewers that helped improve our study.

REFERENCES

- ANDERSON, D. A., M. E. WALZ, E. WEIL, P. TONELLATO & M. C. SMITH. 2016. RNA-Seq of the Caribbean reef-building coral *Orbicella faveolata* (Scleractinia-Merulinidae) under bleaching and disease stress expands models of coral innate immunity. *PeerJ* 4: e1616. DOI: 10.7717/peerj.1616

- ARRIAGA-CABRERA, L., V. AGUILAR & J. M. ESPINOZA. 2009. Regiones prioritarias y planeación para la conservación de la biodiversidad. *In: Dirzo R., R. González & I. J. March (Eds.). Capital Natural de México*, vol. II: Estado de conservación y tendencias de cambio. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, pp. 433-457.
- ARRIAGA-CABRERA, L., E. VÁZQUEZ-DOMÍNGUEZ, J. GONZÁLEZ-CANO, R. JIMÉNEZ-ROSENBERG, E. MUÑOZ-LÓPEZ & V. AGUILAR-SIERRA. 1998. *Regiones Marinas Prioritarias de México*. 1a Ed., Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, 198p.
- AVILA-MAGAÑA, V., B. KAMEL, M. DESALVO, K. GÓMEZ-CAMPO, S. ENRÍQUEZ, H. KITANO, R. V. ROHLFS, R. IGLESIAS-PRieto & M. MEDINA. 2021. Elucidating gene expression adaptation of phylogenetically divergent coral holobionts under heat stress. *Nature Communications* 12 (1): 1-16. DOI: 10.1038/s41467-021-25950-4
- BARNES, M. L., A. DATTA, S. MORRIS & I. ZETHOVEN. 2022. Navigating climate crises in the Great Barrier Reef. *Global Environmental Change* 74: 102494. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2022.102494
- BARSHIS, D. J., J. T. LADNER, T. A. OLIVER, F. O. SENECA, N. TRAYLOR-KNOWLES & S. R. PALUMBI. 2013. Genomic basis for coral resilience to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110 (4): 1387-1392. DOI: 10.1073/pnas.1210224110
- BAY, R. A. & S. R. PALUMBI. 2017. Transcriptome predictors of coral survival and growth in a highly variable environment. *Ecology and Evolution* 7 (13): 4794-4803. DOI: 10.1002/ece3.2685
- BERNHARDT, J. R. & H. M. LESLIE. 2013. Resilience to climate change in coastal marine ecosystems. *Annual Review of Marine Science* 5 (1): 371-392. DOI: 10.1146/annurev-marine-121211-172411
- BERTUCCI, A., A. MOYA, S. TAMBUTTÉ, D. ALLEMAND, C. T. SUPURAN & D. ZOCCOLA. 2013. Carbonic anhydrases in anthozoan corals-A review. *Bioorganic & Medicinal Chemistry* 21 (6): 1437-1450. DOI: 10.1016/j.bmc.2012.10.024
- BRENER-RAFFALLI, K., J. VIDAL-DUPIOL, M. ADJEROUD, O. REY, P. ROMANS, F. BONHOMME, M. PRATLONG, A. HAGUENAUER, R. PILLOT, L. FEUILLASSIER, M. CLAREBOUDT, H. MALAGON, P. GÉLIN, P. PONTAROTTI, D. AURELLE, G. MITTA & E. TOULZA. 2022. Gene expression plasticity and frontloading promote thermotolerance in *Pocillopora* corals. *Peer Community Journal* 2: e13. DOI: 10.24072/pcjournal.79
- BROWN, B. E. 1997. Coral bleaching: causes and consequences. *Coral Reefs* 16 (1): S129-S138. DOI: 10.1007/s003380050249
- BUITRAGO-LÓPEZ, C., K. G. MARIAPPAN, A. CÁRDENAS, H. M. GEGNER & C. R. VOOLSTRA. 2020. The genome of the cauliflower coral *Pocillopora verrucosa*. *Genome Biology and Evolution* 12 (10): 1911-1917. DOI: 10.1093/gbe/evaa184
- CABRAL-TENA, R. A., A. LÓPEZ-PÉREZ, L. ALVAREZ-FILIP, F. J. GONZÁLEZ-BARRIOS, L. E. CALDERON-AGUILERA & C. APARICIO-CID. 2020. Functional potential of coral assemblages along a typical Eastern Tropical Pacific reef tract. *Ecological Indicators* 119: 106795. DOI: 10.1016/j.ecoind.2020.106795
- DELGADILLO-NUÑO, M. A., M. A. LIÑÁN-CABELLO, E. DELGADILLO-NUÑO, C. E. GALINDO-SÁNCHEZ & E. J. CARPIZO-ITUARTE. 2020. Gene expression plasticity in *Pocillopora* corals from 2 locations on the Carrizales Reef, Pacific coast of Mexico. *Ciencias Marinas* 46 (2): 89-100. DOI: 10.7773/cm.v46i2.3062
- DELLISANTI, W., D. SEVESO & J. KAR-HEI FANG. 2022. Nutrition of corals and their trophic plasticity under future environmental conditions. *In: Chimienti G. (Ed.). Corals-Habitat Formers in the Anthropocene*. IntechOpen, pp. 1-22. DOI: 10.5772/intechopen.104612
- DONOVAN, M. K., D. E. BURKEPILE, C. KRATOCHWILL, T. SHLESINGER, S. SULLY, T. A. OLIVER, G. HODSONG, J. FREIWALD & R. VAN WOESIK. 2021. Local conditions magnify coral loss after marine heatwaves. *Science* 372 (6545): 977-980. DOI: 10.1126/science.abd9464
- DOUGLAS, A. E. 2003. Coral bleaching-how and why?. *Marine Pollution Bulletin* 46 (4): 385-392. DOI: 10.1016/S0025-326X(03)00037-7
- DRURY, C., J. DILWORTH, E. MAJEROVÁ, C. CARUSO & J. B. GREER. 2022. Expression plasticity regulates intraspecific variation in the acclimatization potential of a reef-building coral. *Nature Communications* 13 (1): 1-9. DOI: 10.1038/s41467-022-32452-4
- EAKIN, C. M., H. SWEATMAN & R. E. BRAINARD. 2019. The 2014-2017 global-scale coral bleaching event: insights and impacts. *Coral Reefs* 38 (4): 539-545. DOI: 10.1007/s00338-019-01844-2
- EVANS, T. G. & G. E. HOFMANN. 2012. Defining the limits of physiological plasticity: how gene expression can assess and predict the consequences of ocean change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 367 (1596): 1733-1745. DOI: 10.1098/rstb.2012.0019
- GÉLIN, P., B. POSTAIRE, C. FAUVELOT & H. MAGALON. 2017. Reevaluating species number, distribution and endemism of the coral genus *Pocillopora* Lamarck, 1816 using species delimitation methods and microsatellites. *Molecular Phylogenetics and Evolution* 109: 430-446. DOI: 10.1016/j.ympev.2017.01.018
- GRASSHOFF, K., K. KREMLING & M. EHRHARDT. 2009. *Methods of Seawater Analysis*. John Wiley & Sons, Germany, 599 p.
- HÉDOUIN, L. & V. BERTEAUX-LECELLIER. 2014. Traditional vs new approaches for assessing coral health: a global overview and the paradigm of French polynesia. *Journal of Marine Science and Technology* 22 (1): 25-35. DOI: 10.6119/JMST-013-0813-2
- HERNÁNDEZ-ZULUETA, J., F. A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA, R. ARAYA, O. VARGAS-PONCE, A. P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO, A. L. CUPUL-MAGAÑA, L. DÍAZ-PÉREZ, E. RÍOS-JARA & M. ORTIZ. 2017. Multi-scale analysis of hermatypic coral assemblages at Mexican Central Pacific. *Scientia Marina* 81 (1): 91-102. DOI: 10.3989/scimar.04371.12A
- HINRICHS, S., N. L. PATTEN, R. J. N. ALLCOCK, S. M. SAUNDERS, D. STRICKLAND & A. M. WAITE. 2013. Seasonal variations in energy levels and metabolic processes of two dominant *Acropora* species (*A. spicifera* and *A. digitifera*) at Ningaloo Reef. *Coral Reefs* 32 (3): 623-635. DOI: 10.1007/s00338-013-1027-z
- HOEGH-GULDBERG, O., M. FINE, W. SKIRVING, R. JOHNSTONE, S. DOVE & A. STRONG. 2005. Coral bleaching following wintry weather. *Limnology and Oceanography* 50 (1): 265-271. DOI: 10.4319/lo.2005.50.1.0265
- HOOKE, S. E., E. P. GALLAGHER & G. E. BATLEY. 2014. The role of biomarkers in the assessment of aquatic ecosystem health. *Integrated Envi-*

- ronmental Assessment and Management* 10 (3): 327-341. DOI: 10.1002/ieam.1530
- HUGHES, L., W. STEFFEN, D. ALEXANDER & M. RICE. 2017. *Climate Change: A deadly threat to coral reefs*. Climate Council of Australia, Sydney, 28 p.
- JEFFREY, S. T. & G. F. HUMPHREY. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c 1 and c 2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen* 167 (2): 191-194. DOI: 10.1016/S0015-3796(17)30778-3
- JOHNSTON, E. C., Z. H. FORSMAN, J. F. FLOT, S. SCHMIDT-ROACH, J. H. PINZÓN, I. S. KNAPP & R. J. TOONEN. 2017. A genomic glance through the fog of plasticity and diversification in *Pocillopora*. *Scientific Reports* 7 (1): 5991. DOI: 10.1038/s41598-017-06085-3
- KENKEL, C. D. & R. M. WRIGHT. 2022. Can Gene Expression Studies Inform Coral Reef Conservation and Restoration? *In: van Oppen, M.J.H. & M. Aranda-Lastra (Eds.). Coral Reef Conservation and Restoration in the Omics Age*. Coral Reefs of the World, vol 15. Springer, pp. 151-166. DOI: 10.1007/978-3-031-07055-6_10
- KENKEL, C. D., A. MOYA, J. STRAHL, C. HUMPHREY & L. K. BAY. 2018. Functional genomic analysis of corals from natural CO₂-seeps reveals core molecular responses involved in acclimatization to ocean acidification. *Global Change Biology* 24 (1): 158-171. DOI: 10.1111/gcb.13833
- KENKEL, C. D., C. SHERIDAN, M. C. LEAL, R. BHAGOLLI, K. D. CASTILLO, N. KURATA, E. MCGINTY, T. L. GOULET & M. V. MATZ. 2014. Diagnostic gene expression biomarkers of coral thermal stress. *Molecular Ecology Resources* 14 (4): 667-678. DOI: 10.1111/1755-0998.12218
- KENKEL, C. D., E. MEYER & M. V. MATZ. 2013. Gene expression under chronic heat stress in populations of the mustard hill coral (*Porites astreoides*) from different thermal environments. *Molecular Ecology* 22 (16): 4322-4334. DOI: 10.1111/mec.12390
- KENKEL, C. D., V. J. MOCELLIN & L. K. BAY. 2020. Global gene expression patterns in *Porites* white patch syndrome: Disentangling symbiont loss from the thermal stress response in reef-building coral. *Molecular Ecology* 29 (20): 3907-3920. DOI: 10.1111/mec.15608
- KÜLTZ, D. 2003. Evolution of the cellular stress proteome: from monophyletic origin to ubiquitous function. *Journal of Experimental Biology* 206 (18): 3119-3124. DOI: 10.1242/jeb.00549
- KÜLTZ, D. 2005. Molecular and evolutionary basis of the cellular stress response. *Annual Review of Physiology* 67: 225-257.
- KÜLTZ, D. 2020. Evolution of cellular stress response mechanisms. *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological and Integrative Physiology* 333 (6): 359-378. DOI: 10.1002/jez.2347
- LIÑÁN-CABELLO, M. A. & J. E. MICHEL-MORFIN. 2018. Recreational beaches as factors of involvement in a coral community: Colima case study. *In: Botero, C., O. Cervantes & C. Finkl. (Eds.). Beach Management Tools-Concepts, Methodologies and Case Studies*. Springer, pp. 145-157. DOI: 10.1007/978-3-319-58304-4_7
- LIÑÁN-CABELLO, M. A., A. OLIVOS-ORTIZ, S. QUIJANO-SCHEGGIA, D. MUÑOZ-ANGUIANO, M. L. RESÉNDIZ-FLORES & C. D. ORTEGA-ORTIZ. 2016. Effects of terrestrial runoff on the coral communities in Santiago Bay, Colima, Mexican Pacific Coast. *Revista de Biología Tropical* 64 (3): 1185-1200.
- MAYFIELD, A. B., A. C. DEMPSEY & C. S. CHEN. 2019. Modeling environmentally mediated variation in reef coral physiology. *Journal of Sea Research* 145: 44-54. DOI: 10.1016/j.seares.2019.01.003
- MAYFIELD, A. B., T. Y. FAN & C. S. CHEN. 2013. Physiological acclimation to elevated temperature in a reef-building coral from an upwelling environment. *Coral Reefs* 32 (4): 909-921. DOI: 10.1007/s00338-013-1067-4
- MONTALBETTI, E., T. BISCÉRE, C. FERRIER-PAGÈS, F. HOULBRÈQUE, I. ORLANDI, M. FORCELLA, P. GALLI, M. VAI & D. SEVESO. 2021. Manganese benefits heat-stressed corals at the cellular level. *Frontiers in Marine Science* 8: 681119. DOI: 10.3389/fmars.2021.681119
- MUÑOZ-ANGUIANO, D., M. VERDUZCO-ZAPATA & M. A. LIÑÁN-CABELLO. 2017. Factors associated with response *Pocillopora* spp. (Anthozoa: Scleractinia) during a restoration process on the Mexican Pacific coast. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 52 (2): 299-310. DOI: 10.4067/S0718-19572017000200009
- PALUMBI, S. R., D. J. BARSHIS, N. TRAYLOR-KNOWLES & R. A. BAY. 2014. Mechanisms of reef coral resistance to future climate change. *Science* 344 (6186): 895-898. DOI: 10.1126/science.1251336
- PARKINSON, J. E., A. C. BAKER, I. B. BAUMS, S. W. DAVIES, A. G. GROTTOLI, S. A. KITCHEN, M. V. MATZ, M. W. MILLER, A. A. SHANTZ & C. D. KENKEL. 2020. Molecular tools for coral reef restoration: Beyond biomarker discovery. *Conservation Letters* 13 (1): e12687. DOI: 10.1111/conl.12687
- PINZON, J. H. & T. C. LAJEUNESSE. 2011. Species delimitation of common reef corals in the genus *Pocillopora* using nucleotide sequence phylogenies, population genetics and symbiosis ecology. *Molecular Ecology* 20 (2): 311-325. DOI: 10.1111/j.1365-294X.2010.04939.x
- POLI, D., E. FABBRI, S. GOFFREDO, V. AIRI & S. FRANZELLITTI. 2017. Physiological plasticity related to zonation affects hsp70 expression in the reef-building coral *Pocillopora verrucosa*. *PLoS One* 12 (2): e0171456. DOI: 10.1371/journal.pone.0171456
- R CORE TEAM. 2013. R: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. ISBN 3-900051-07-0. Available online at: <http://www.R-project.org/> (downloaded October 31, 2022)
- REYES-BONILLA, H., L. E. ESCOBOSA-GONZÁLEZ, A. L. CUPUL-MAGAÑA, P. MEDINA-ROSAS & L. E. CALDERÓN-AGUILERA. 2013. Community structure of zooxanthellate corals (Anthozoa: Scleractinia) in Carrizales coral reef, Pacific coast, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 61 (2): 583-594.
- RIVERA, H. E., H. E. AICHELMAN, J. E. FIFER, N. G. KRIEFALL, D. M. WUITCHIK, S. J. WUITCHIK & S. W. DAVIES. 2021. A framework for understanding gene expression plasticity and its influence on stress tolerance. *Molecular Ecology* 30 (6): 1381-1397. DOI: 10.1111/mec.15820
- RODRÍGUEZ-CASARIEGO, J. A., A. E. MERCADO-MOLINA, D. GARCÍA-SOUTO, I. M. ORTIZ-RIVERA, C. LOPES, I. B. BAUMS, A. M. SABAT & J. M. EIRIN-LOPEZ. 2020. Genome-Wide DNA Methylation analysis reveals a conserved epigenetic response to seasonal environmental variation in the Staghorn coral *Acropora cervicornis*. *Frontiers in Marine Science* 7: 560424. DOI: 10.3389/fmars.2020.560424
- SAVARY, R., D. J. BARSHIS, C. R. VOOLSTRA, A. CÁRDENAS, N. R. EVENSEN, G. BANC-PRANDI, M. FINE & A. MEIBOM. 2021. Fast and pervasive transcriptional resilience and acclimation of extremely heat-tolerant coral

- holobionts from the northern Red Sea. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118 (19): e2023298118. DOI: 10.1073/pnas.2023298118
- SAXBY, T., W. C. DENNISON & O. HOEGH-GULDBERG. 2003. Photosynthetic responses of the coral *Montipora digitata* to cold temperature stress. *Marine Ecology Progress Series* 248: 85-97. DOI: 10.3354/meps248085
- SCHMIDT-ROACH, S., K. J. MILLER, P. LUNDGREN & N. ANDREAKIS. 2014. With eyes wide open: a revision of species within and closely related to the *Pocillopora damicornis* species complex (Scleractinia; Pocilloporidae) using morphology and genetics. *Zoological Journal of the Linnean Society* 170 (1): 1-33. DOI: 10.1111/zoj.12092
- SCHMITTGEN, T. D. & K. J. LIVAK. 2008. Analyzing real-time PCR data by the comparative C T method. *Nature Protocols* 3 (6): 1101. DOI: 10.1038/nprot.2008.73
- SCUCCHIA, F., A. MALIK, H. M. PUTNAM & T. MASS. 2021. Genetic and physiological traits conferring tolerance to ocean acidification in mesophotic corals. *Global Change Biology* 27 (20): 5276-5294. DOI: 10.1111/gcb.15812
- SEVESO, D., S. MONTANO, G. STRONA, I. ORLANDI, P. GALLI & M. VAI. 2016. Hsp60 expression profiles in the reef-building coral *Seriatopora caliendrum* subjected to heat and cold shock regimes. *Marine Environmental Research* 119: 1-11. DOI: 10.1016/j.marenvres.2016.05.00
- SHITAOKA, R., H. ISHIBASHI & I. TAKEUCHI. 2021. Thermal tolerance of the hermatypic coral *Acropora tenuis* elucidated by RGB analysis and expression of heat shock proteins in coral and symbiotic dinoflagellates. *Marine Pollution Bulletin* 162: 111812. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111812
- SMITH, D. J., D. J. SUGGETT & N. R. BAKER. 2005. Is photoinhibition of zooxanthellae photosynthesis the primary cause of thermal bleaching in corals?. *Global Change Biology* 11 (1): 1-11. DOI: 10.1111/j.1529-8817.2003.00895.x
- SMITH, M. G., R. K. BECHMANN, A. J. HENDRIKS, A. SKADSHIEM, B. K. LARSEN, T. BAUSSANT, S. BAMBER & S. SANI. 2009. Relating biomarkers to whole-organism effects using species sensitivity distributions: A pilot study for marine species exposed to oil. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal* 28 (5): 1104-1109. DOI: 10.1897/08-464.1
- STILLMAN, J. H. & A. W. PAGANINI. 2015. Biochemical adaptation to ocean acidification. *Journal of Experimental Biology* 218 (12): 1946-1955. DOI: 10.1242/jeb.115584
- STRADER, M. E. & K. M. QUIGLEY. 2022. The role of gene expression and symbiosis in reef-building coral acquired heat tolerance. *Nature Communications* 13 (1): 1-8. DOI: 10.1038/s41467-022-32217-z
- STRICKLAND, J. D. H. & T. R. PARSONS. 1972. *A practical handbook of seawater analysis*. Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, 310 p. DOI: 10.25607/0BP-1791
- SUGGETT, D. J. & D. J. SMITH. 2020. Coral bleaching patterns are the outcome of complex biological and environmental networking. *Global Change Biology* 26 (1): 68-79. DOI: 10.1111/gcb.14871
- TARRANT, A. M., B. NILSSON & B. W. HANSEN. 2019. Molecular physiology of copepods-from biomarkers to transcriptomes and back again. *Comparative Biochemistry and Physiology Part D: Genomics and Proteomics* 30: 230-247. DOI: 10.1016/j.cb.2019.03.005
- THUMMASAN, M., B. E. CASARETO, C. RAMPHUL, T. SUZUKI, K. TOYODA & Y. SUZUKI. 2021. Physiological responses (Hsp60 and 32, caspase 3, H2O2 scavenging, and photosynthetic activity) of the coral *Pocillopora damicornis* under thermal and high nitrate stresses. *Marine Pollution Bulletin* 171: 112737. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2021.112737
- VAN OPPEN, M. J. & J. G. OAKESHOTT. 2020. A breakthrough in understanding the molecular basis of coral heat tolerance. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117 (46): 28546-28548. DOI: 10.1073/pnas.20202011
- VERNON, L. P. 1960. Spectrophotometric determination of chlorophylls and pheophytins in plant extracts. *Analytical Chemistry* 32 (9): 1144-1150. DOI: 10.1021/ac60165a029
- VERON, J. E. N., M. G. STAFFORD-SMITH, E. TURAK & L. M. DEVANTIER. 2016. Corals of the world. Available online at: <http://www.coralsofttheworld.org/page/home/> (downloaded October 31, 2022)
- YUAN, X., Y. GUO, W. J. CAI, H. HUANG, W. ZHOU & S. LIU. 2019. Coral responses to ocean warming and acidification: Implications for future distribution of coral reefs in the South China Sea. *Marine Pollution Bulletin* 138: 241-248. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.11.053
- ZAMOUM, T. & P. FURLA. 2012. *Symbiodinium* isolation by NaOH treatment. *Journal of Experimental Biology* 215 (22): 3875-3880. DOI: 10.1242/jeb.074955
- ZEBRAL, Y. D., J. DA SILVA FONSECA, J. A. MARQUES & A. BIANCHINI. 2019. Carbonic anhydrase as a biomarker of global and local impacts: insights from calcifying animals. *International Journal of Molecular Sciences* 20 (12): 3092. DOI: 10.3390/ijms20123092
- ZHANG, Y., Z. ZHOU, L. WANG & B. HUANG. 2018. Transcriptome, expression, and activity analyses reveal a vital heat shock protein 70 in the stress response of stony coral *Pocillopora damicornis*. *Cell Stress and Chaperones* 23: 711. DOI: 10.1007/s12192-018-0883-4
- ZOCCOLA, D., A. INNOCENTI, A. BERTUCCI, E. TAMBUTTE, C. T. SUPURAN & S. TAMBUTTE. 2016. Coral carbonic anhydrases: regulation by ocean acidification. *Marine Drugs* 14 (6): 109. DOI: 10.3390/md14060109

Evaluación de la restauración activa mediante el índice de función arrecifal en arrecifes del Parque Nacional Islas Marietas

Evaluation of active restoration through the reef functional index in reefs of the Islas Marietas National Park

Adahara Muñoz-Alfaro^{1,2}, Alma Paola Rodríguez-Troncoso³, Amílcar Levi Cupul-Magaña³, José de Jesús Adolfo Tortolero-Langarica^{4,5}, Rafael Andrés Cabral-Tena^{2*}

Recibido: 31 de octubre de 2022.

Aceptado: 29 de marzo de 2023.

Publicado: agosto de 2023.

RESUMEN

Antecedentes. Los arrecifes coralinos constituyen uno de los ecosistemas marinos más biodiversos, además de proveer funciones geo-ecológicas de gran valor. Sin embargo, son afectados tanto por diversos estresores ambientales, como por aquellos de origen antrópico. En respuesta a lo anterior, se han implementado medidas de restauración activa, como en el caso de la comunidad coralina del Parque Nacional Islas Marietas (PNIM). **Objetivos.** Este trabajo pretende evaluar el efecto de la restauración coralina en la funcionalidad física (FF) mediante el uso del índice de función arrecifal (IFA), en arrecifes del PNIM en los años 2014 y 2021. **Métodos.** Se utilizó el IFA como métrica de la FF, puesto que es una manera más completa de evaluarla. El IFA considera tres atributos ecológicos: cobertura coralina (CC), tasa de calcificación y complejidad estructural. Se calculó el IFA en dos sitios dentro del PNIM, diferenciando transectos restaurados (R) y no restaurados (NR). **Resultados.** Los arrecifes mostraron un mayor incremento (%) en los transectos R para ambos sitios, tanto en la CC como en la FF, la CC aumentó entre 139-173% y la FF entre 31-34%. En contraste con los transectos NR donde el incremento fue de 9-31% en CC y de 8-25% en FF. **Conclusión.** Los datos de este estudio revelan que la restauración en el PNIM utilizando fragmentos de pocilopóridos está siendo efectiva en términos de funcionalidad física. Debido al alto aporte a la FF que tiene el género se está logrando recuperar la estructura arrecifal en mayor medida en transectos con restauración activa comparados con los transectos en los que no hay intervención. **Palabras Clave:** calcificación, complejidad estructural, ecología funcional, funciones geo-ecológicas, Pacífico mexicano.

ABSTRACT

Background. Coral reefs are one of the most biodiverse marine ecosystems, in addition to providing highly valuable geo-ecological functions. However, they are affected by various environmental stressors, as well as those of anthropogenic origin. In response to the above, active restoration measures have been implemented, as in the case of the coral community of the Islas Marietas National Park (PNIM). **Goals.** This work aims to evaluate the effect of coral restoration on physical functionality (FF) by using the reef functional index (IFA), in PNIM reefs in the years 2014 and 2021. **Methods.** The IFA was used as a FF metric, since it is a more complete way of evaluating it. The IFA considers three ecological attributes: coral cover (CC), calcification rate, and structural complexity. The IFA was calculated at two sites within the PNIM, differentiating between restored (R) and unrestored (NR) transects. **Results.** The reefs showed a greater increase (%) in the R transects for both sites, both in the CC and in the FF, the CC increased between 139-173% and the FF between 31-34%. In contrast to the NR transects where the increase was 9-31% in CC and 8-25% in FF. **Conclusion.** The data from this study reveal that the restoration in the PNIM using fragments of pociloporids is being effective in terms of physical functionality. Due to the high contribution to the FF that the genus has, the reef structure is being recovered to a greater extent in transects with active restoration compared to transects in which there is no intervention.

Key Words: calcification, structural complexity, functional ecology, geo-ecological functions, Mexican Pacific.

¹ Posgrado en Ecología Marina, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. Carretera Ensenada – Tijuana, No. 3918, Zona Playitas, 22860, Ensenada, B.C. México

² Laboratorio de Arrecifes y Biodiversidad/Departamento de Ecología Marina, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. Carretera Ensenada – Tijuana, No. 3918, Zona Playitas, 22860, Ensenada, B.C. México.

³ Laboratorio de Ecología Marina, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara. Avenida Universidad 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, 48280. México

⁴ Laboratorio de Esclerocronología de Corales Pétreos, Unidad Académica de Sistemas Arrecifales, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Prol. Av. Niños Héroes S/N, Puerto Morelos, Quintana Roo, 77580. México

⁵ Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico de Bahía de Banderas, Nayarit, México. Crucero a Punta de Mita S/N, col. La Cruz de Huanacaxtle, Nayarit, 63734. México.

*Corresponding author:

Rafael A. Cabral-Tena: e-mail: Correo electrónico: rcabral@cicese.mx

To quote as:

Muñoz-Alfaro, A., A. P. Rodríguez-Troncoso, A. L. Cupul-Magaña, J. de J. A. Tortolero-Langarica & R. A. Cabral-Tena. 2023. Evaluación de la restauración activa mediante el índice de función arrecifal en arrecifes del Parque Nacional Islas Marietas. *Hidrobiológica* 33 (2): 127-137.

DOI:10.24275/QDKW4636

INTRODUCCIÓN

Los arrecifes coralinos son uno de los ecosistemas más biodiversos en la Tierra, albergando ~25% de las especies marinas en menos del 1% del territorio oceánico (Burke *et al.*, 2011). Estos ecosistemas están valuados en aproximadamente \$352,000 dólares ha⁻¹año⁻¹, resultado de las funciones geológicas, sociales, económicas y ecológicas que desempeñan (de Groot *et al.*, 2012).

A pesar de su importancia, los arrecifes coralinos son ecosistemas considerados vulnerables y sujetos a la presión de distintas perturbaciones locales y globales, que han aumentado recientemente, causando su degradación (pérdida de entre el 30 y el 50% de la cobertura coralina), en distintas partes del mundo (Hughes *et al.*, 2003; Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007; Souter *et al.*, 2020). Esto ocasiona cambios en la dinámica ecológica del ecosistema no solo por la disminución de la abundancia de corales sino por la composición de especies asociadas al sistema (Norström *et al.*, 2009).

La restauración asistida ha sido una de las formas de hacer frente a la problemática de la degradación arrecifal y la pérdida de las funciones que provee (Rinkevich, 2019; Bayraktarov *et al.*, 2020). Actualmente, los métodos de restauración buscan establecer poblaciones autosuficientes para continuar su desarrollo sin asistencia o subsidio (Bayraktarov *et al.*, 2020; Boström-Einarsson *et al.*, 2020). Existen dos tipos de restauración: la pasiva y la activa. La primera, actualmente también llamada proactiva (Hein *et al.*, 2021), donde los ecosistemas se recuperan al eliminar los factores causales de la degradación, a través del cierre del área o mejorando la calidad del agua. Por otro lado, la restauración activa, también conocida como reactiva (Hein *et al.*, 2021), se basa en la reintroducción de individuos, promoviendo procesos de recuperación y el mantenimiento de los individuos (Boström-Einarsson *et al.*, 2020; Westoby *et al.*, 2020). En arrecifes coralinos, las acciones tanto pasivas como activas, tienen el objetivo de recuperar la base biogénica del ecosistema y, con ello, sus funciones geo-ecológicas (Hein *et al.*, 2021), como la composición estructural y generación de microhábitats, la capacidad para generar sedimentos para el sustento de las playas y costas, y la capacidad para crecer en respuesta al aumento del nivel del mar (Perry & Álvarez-Filip, 2018).

Una de las técnicas de restauración activa es la propagación directa de fragmentos de coral. En general, se utilizan corales de oportunidad; es decir, fragmentos de corales que se desprenden de la colonia naturalmente mediante procesos de bioturbación, corrientes o tormentas (Monty *et al.*, 2006). Se pueden utilizar diversas especies que cumplan funciones clave (e.g. construcción de arrecifes, provisión de hábitat), lo que permite recuperar el ecosistema o, incluso, una parte de este, centrándose en un grupo específico de especies (Figueroa-Camacho & Nava, 2015).

Los programas de restauración deben ser evaluados a corto plazo (un año): en términos de diseño y ejecución de la fase inicial de la restauración, i.e. la efectividad de los métodos del trasplante; a mediano plazo (1-5 años): analizando el cumplimiento de los objetivos planteados, en términos de supervivencia, abundancia, baja prevalencia de enfermedades, etc.; a largo plazo (≥5 años): considerando información una vez que los trasplantes hayan tenido tiempo de asentarse, crecer y tener un impacto en el paisaje arrecifal, en términos de reproducción sexual, valor ecológico del arrecife y la funcionalidad del ecosistema (Goergen *et al.*, 2020). Se ha evidenciado que existen desajustes en los objetivos y las métricas utilizadas durante el seguimiento del proceso

de restauración. Por ejemplo, en ciertos programas de restauración el objetivo es restaurar la función ecológica del arrecife; sin embargo, el monitoreo está centrado en la toma de métricas de fragmentos individuales de coral. Estos desajustes impiden que se realice una evaluación de los resultados de los proyectos y, por lo tanto, de su eficacia (Hein *et al.*, 2017; Boström-Einarsson *et al.*, 2020). La mayoría de los proyectos de restauración utilizan parámetros biológicos (crecimiento y supervivencia) para evaluar el éxito y efectividad de los programas de restauración; no obstante, pocos se han enfocado en medir su efecto en términos ecológicos (Boström-Einarsson *et al.*, 2020; Rinkevich, 2020). Por lo anterior, una manera holística de evaluar la eficacia de un programa de restauración sería utilizando un enfoque funcional.

La ecología funcional está basada en el análisis de los atributos de las especies; es decir, en los rasgos biológicos que influyen en el desempeño de los organismos ya sea con relación a los procesos ecosistémicos, su estabilidad, las interacciones biológicas o, la modificación del hábitat (Hooper *et al.*, 2005), lo que permite predecir y anticipar las trayectorias que seguirá la comunidad en respuesta a las presiones ambientales (Mouillot *et al.*, 2013).

En el caso de los corales formadores de arrecifes, existen distintos atributos clave dentro de los que destacan la capacidad de crear estructuras tridimensionalmente complejas y, con ello, sostener funciones geo-ecológicas. Esta capacidad es conocida como funcionalidad física (FF), que permite el mantenimiento de una alta biodiversidad asociada a estos ecosistemas (González-Barrios & Álvarez-Filip, 2018).

La FF puede ser evaluada a través del índice de función arrecifal (IFA) el cual considera: (1) cobertura coralina; (2) la capacidad de acumulación de CaCO₃, estimada mediante la tasa de calcificación; (3) la complejidad estructural, asociada al índice de rugosidad y a la altura máxima de la colonia coralina (González-Barrios & Álvarez-Filip, 2018; Cabral-Tena *et al.*, 2020; González-Barrios *et al.*, 2021).

Los arrecifes coralinos del Pacífico Tropical mexicano (PTM) están compuestos por ensamblajes de especies relativamente homogéneos, con representación de los géneros *Pocillopora*, *Porites*, *Psammocora* y *Pavona* (Reyes-Bonilla *et al.*, 2005). Se caracterizan por ser comunidades pequeñas, de distribución discontinua y con baja diversidad de especies (López-Pérez *et al.*, 2012; Manzello *et al.*, 2017), en donde *Pocillopora* spp. es el principal constructor arrecifal produciendo ≥ 90% de la producción total de CaCO₃ como resultado de su rápido crecimiento y alta densidad esquelética (Cabral-Tena *et al.*, 2018; Robles-Payán *et al.*, 2021).

Dentro de los arrecifes del PTM se encuentran las comunidades coralinas del Parque Nacional Islas Marietas (PNIM), que constituyen uno de los sitios con mayor diversidad coralina dentro del Pacífico Central Mexicano (PCM) (Cupul-Magaña *et al.*, 2000). Sin embargo, estas comunidades coralinas se han degradado como resultado de la presión de distintos estresores. El fenómeno ENOS (El Niño-Oscilación del Sur) 1997-1998, ocasionó la mortandad masiva de corales en el PCM, provocando una pérdida de más del 90% de la cobertura coralina (Carriquiry *et al.*, 2001). Posteriormente, se observó que los corales de la zona presentaban patrones de recuperación que permiten que los sistemas persistan bajo condiciones de estrés (Romero-Torres *et al.*, 2020). A pesar de ello, estresores como el incremento excesivo del turismo (en 2015 alcanzó más de 280,000 visitantes) han ocasionado que la recuperación natural del arrecife se ralentice debido a la presión que ejerce sobre el ecosistema (Cupul-Magaña & Rodríguez-Troncoso, 2017; COSTASALVAJE, 2020).

La preocupación que genera la pérdida del ecosistema arrecifal del PNIM ha llevado a que se realicen distintos esfuerzos de manejo que permitan su recuperación (Tortolero-Langarica *et al.*, 2019), siendo uno de ellos el programa de restauración coralina que comenzó con pruebas preliminares en 2013, pero que oficialmente inició en 2014 y continúa hasta la fecha.

Por lo tanto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar la efectividad de la restauración llevada a cabo en los arrecifes de coral del Parque Nacional Islas Marietas con base en la recuperación de la funcionalidad física del sistema entre los años 2014 y 2021. En general, se espera encontrar un incremento de la FF en sitios con baja influencia de turismo y que hayan sido restaurados.

MATERIALES Y MÉTODOS

El PNIM se localiza dentro de la región del PCM (20°40'35"-20°41'45" N, 105°33'30"-105°38'10" O; Figura 1). El PNIM está conformado por dos islas volcánicas: Isla Larga (IL) e Isla Redonda (IR), separadas por un canal de agua de un kilómetro, así como por dos islotes cercanos a IL. Las comunidades coralinas del PNIM se encuentran distribuidas principalmente en la parte protegida de las islas, siendo IL la que presenta mayor riqueza de corales. Estas comunidades están dominadas por corales del género *Pocillopora* en aguas someras (3-10 m) y, en aguas profundas (11-20 m) por colonias de los géneros *Porites* y *Pavona* (Hernández-Zulueta *et al.*, 2017).

Por su localización, el PNIM, se encuentra en la zona de confluencia de tres corrientes oceánicas: la Corriente de California que aporta aguas frías y ricas en nutrientes, la Corriente Costera Mexicana de aguas cálidas y bajas en nutrientes y la del Golfo de California, que proporciona aguas cálidas y con alta salinidad, lo que ocasiona importantes variaciones en la temperatura de la superficie del mar (23.3 °C – 30 °C) y transparencia del agua (Kessler, 2006; CONANP, 2007; Palacios-Hernández, 2010). El área está constantemente influenciada por anomalías térmicas decadales e interanuales como ENOS, con su fase de El Niño (anomalías de $\geq 3^{\circ}\text{C}$) y, La Niña con anomalías térmicas de $\leq 4^{\circ}\text{C}$ (CONANP, 2007; Palacios-Hernández *et al.*, 2010), las cuales han provocado eventos de blanqueamiento coralino y, en algunos casos mortandad (Cruz-García *et al.*, 2020). Además, el área se considera una importante zona de dispersión de corales en el Pacífico Tropical Oriental (PTO), con 10 especies de corales escleractinios que representan el 77% de los corales del PCM, por lo que se le atribuye ser la zona de mayor diversidad de Bahía de Banderas (CONANP, 2007; Hernández-Zulueta *et al.*, 2017).

Con base en la intensidad de turismo se seleccionaron dos de los seis sitios en los que se lleva a cabo el programa de restauración. Zona de Restauración (ZR) ubicada en IL y con baja intensidad de turismo y, Playa del Amor (PA), ubicada en IR y con alta intensidad de turismo (Cupul-Magaña & Rodríguez-Troncoso, 2017) (Fig. 1). En cada uno de los sitios se llevó a cabo la propagación asexual mediante trasplante directo de acuerdo con lo descrito por Tortolero-Langarica *et al.* (2019). Para lo anterior, se seleccionaron fragmentos de oportunidad de especies del género *Pocillopora* cuidando que fueran de tamaños similares (~ 4- 10 cm) y que estuvieran libres de signos de blanqueamiento.

Para evaluar el efecto de la restauración en la cobertura de coral (CC), durante marzo del 2014 y mayo del 2021 se estimó la CC (%)

utilizando el método de transectos de banda. En cada sitio se colocaron cinco transectos semipermanentes de 25 m paralelos a la línea de costa. El porcentaje de CC se registró utilizando seis cuadrantes (1 m²) por transecto, colocados a una distancia de ~4 m. A partir de lo anterior se obtuvo el promedio por transecto que corresponde a la unidad experimental de este estudio. En cada sitio, se diferenció entre áreas en donde se realizó restauración (transectos restaurados; ZR= 3, PA= 2) y aquellas donde no se restauró (transectos no restaurados; ZR= 2, PA= 3). En cada uno de los sitios, las especies de corales fueron identificadas en función de los rasgos morfológicos utilizando descripciones taxonómicas (Veron *et al.*, 2022). Además, de forma semi-aleatoria, a lo largo de los transectos por especie se seleccionaron 15 colonias coralinas en cada sitio. A cada colonia se le midió el diámetro (máximo y mínimo), la altura y la distancia lineal a lo largo del eje máximo de la colonia, así como la longitud del contorno desde el principio hasta el final de la colonia, con ayuda de una cadena de bola No. 9 (2-3 mm) (n= 30).

Índice de Función Arrecifal (IFA): El índice se calculó con la CC del 2014 y se comparó con la obtenida en el 2021. Para la tasa de calcificación (kg m⁻² año⁻¹), se consideró la morfología de cada especie coralina, siguiendo el método propuesto por González-Barrios & Álvarez-Filip (2018), para lo cual se consideraron los datos previamente registrados en el área de estudio de extensión (cm año⁻¹) y la densidad esquelética de cada especie (g cm⁻³) (Tortolero-Langarica *et al.*, 2016; 2017). Así mismo, la complejidad estructural se determinó con base en el índice de rugosidad (IR) a nivel de colonia, que considera la relación entre el contorno, la distancia lineal del eje más largo de la colonia y la altura máxima de la colonia (Álvarez-Filip *et al.*, 2009). Siguiendo el método planteado por González-Barrios & Álvarez-Filip (2018), la tasa de calcificación, la rugosidad y la altura máxima de la colonia se estandarizaron para obtener valores en un rango de 0-1 debido a la diferencia de escalas de medición, con base en la siguiente fórmula, donde es el valor de cada una de las variables:

Para el cálculo del IFA (González-Barrios & Álvarez-Filip, 2018), se obtuvo el coeficiente funcional (CF) por especie, el cual se calcula promediando las variables estandarizadas (tasa de calcificación, rugosidad y altura de la colonia). Posteriormente, el IFA se calculó con la sumatoria del producto de la CC de cada especie presente en el sitio (expresada como porcentaje), por su respectivo valor de CF para cada sitio y año.

Para facilitar la interpretación de los datos, se calculó la raíz cuarta de los IFA, obteniendo valores entre 0 y 1, donde los cercanos a 0 representan sitios con baja funcionalidad arrecifal y valores cercanos a 1 sitios con alta funcionalidad.

Se calcularon los porcentajes de cambio (incremento o decremento) entre 2014 y 2021, tanto de CC, como de IFA, para cada uno de los sitios.

Finalmente, para explorar y comparar patrones y tendencias de la CC e IFA obtenidos entre sitios, condiciones (R y NR) y años (2014 y 2021), se realizaron análisis de componentes principales (ACP) utilizando una matriz de correlación dado que las variables analizadas se midieron en unidades diferentes. Cabe mencionar que los datos presentaron altas correlaciones, así mismo, cada uno de los ACP se rotó (rotación varimax) para maximizar la varianza explicada por cada factor (Manly & Alberto, 2016). Se decidió utilizar este método estadístico debido a que el tamaño de la muestra (n) no es suficiente para realizar una inferencia estadística.

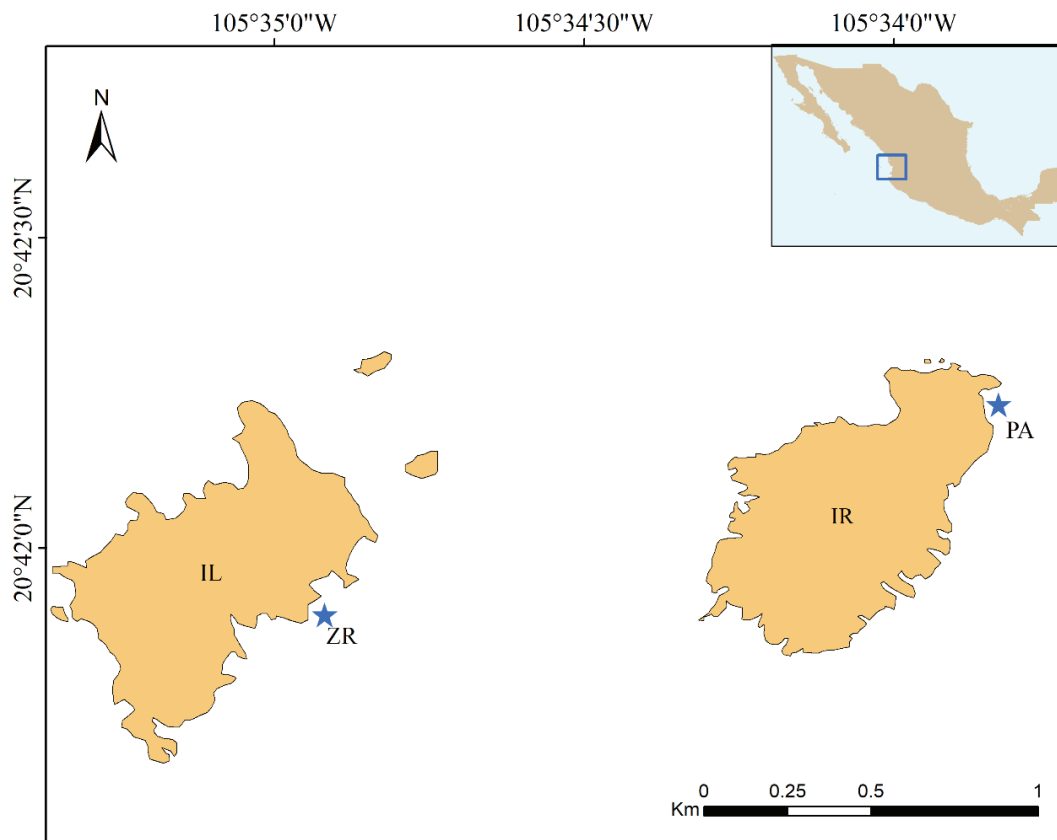


Figura 1. Mapa del área de estudio y los sitios de muestreo. Abreviaciones: IL; Isla Larga; IR, Isla Redonda; ZR; sitio Zona de Restauración; PA; sitio Playa del Amor.

RESULTADOS

El ensamblaje coralino estuvo representado por seis especies, donde destacan aquellas que pertenecen al género *Pocillopora*, seguido por *Pavona* y *Porites* (Fig. 2). En ambos sitios el ensamblaje fue similar. Sin embargo, *Pocillopora grandis* (Dana, 1846) y *Pavona clavus* (Dana, 1846) se registraron en ZR y no en PA. La tasa de calcificación varió entre las especies, siendo *Pocillopora verrucosa* (Ellis & Solander, 1786) la que presentó una mayor tasa de calcificación y *Porites panamensis* (Verrill, 1866) la menor (Tabla 1). Las colonias de *P. grandis* y *P. panamensis*, presentaron los valores más altos y más bajos del índice de rugosidad, con 5.75 ± 0.24 y 1.59 ± 0.29 , respectivamente (Tabla 1). Así mismo, *P. clavus* y *P. panamensis* tuvieron alturas máximas y mínimas de 25 ± 10 cm y 9 ± 5 cm, respectivamente (Tabla 1).

Los CF obtenidos (Tabla 1) variaron entre 0.01 (*P. panamensis*) y 0.74 (*P. grandis*). Las especies de *Pocillopora* presentaron los CF más elevados con un promedio de 0.66 ± 0.07 , seguido de *P. clavus* (0.28) y por último *P. panamensis* (0.1).

PA, tuvo una riqueza de especies menor que la de ZR ($S=4$ y $S=6$, respectivamente), siendo *P. verrucosa* la especie que mostró mayor CC en ambos sitios (Fig. 2).

La CC incrementó en ambos sitios; no obstante, los transectos NR de PA presentaron valores menores (2014 = 3.06%; 2021 = 3.33%) en comparación con ZR (2014 = 43.92%; 2021 = 57.42%) (Fig. 2). El porcentaje de incremento de CC de los transectos NR fue de 9% en PA y de 31% en ZR.

Respecto a los transectos R, en el año 2014, PA presentó una CC de 12.50%, mientras que ZR tuvo 16.89%. En el año 2021, PA tuvo una CC de 29.92%, mientras que la de ZR fue de 46.06%. En ambos sitios se observó un incremento de la CC en los transectos restaurados de 2014 a 2021, siendo de 139% en PA, y de 1,732.70% en ZR.

El ACP agrupó los transectos con base en la CC obtenidos de acuerdo con el sitio, año y condición. Se formaron 5 grupos relativamente homogéneos. En el primer grupo están los transectos NR de PA del 2014. En el segundo los transectos R de ambos sitios del 2014. El tercer grupo está compuesto por los transectos NR de PA del 2021. El cuarto grupo por los transectos NR de ZR del 2021.

Finalmente, el quinto grupo lo componen la mayoría de los transectos R de ambos sitios del 2021. Cabe señalar que hubo tres transectos que se separaron de los grupos principales, dos NR de ZR del 2014, y un transecto R de PA del 2021 (Fig. 3). En conjunto, los dos primeros componentes explicaron ~ 79% de la varianza. La CC se correlacionó

positivamente con PC1 (46.16% de la varianza explicada), mientras que el año y la condición se correlacionó positivamente con PC2 (33.33% de la varianza explicada).

En el año 2014, los transectos NR en PA presentaron un menor IFA (0.28) respecto a los de ZR (0.72). De igual forma, en el 2021, los transectos NR de PA presentaron un IFA de 0.35, mientras que los de ZR 0.78. El incremento del IFA en los transectos NR fue mayor en PA (25%) respecto al presentado por los de ZR (8%) (Fig. 4).

En cuanto a los transectos R en el año 2014, PA tuvo menor IFA (0.49) respecto a ZR (0.55). De igual forma, en 2021, los transectos R en PA presentaron un IFA de 0.66, mientras que los de ZR 0.73 (Fig. 4). El porcentaje de incremento del IFA en ambos sitios fue igual, 34% en ambos sitios.

El ACP agrupó los transectos con base en los resultados del IFA obtenidos por sitio, año y condición. Se formaron seis grupos relativamente homogéneos. En el primer grupo están los transectos NR de PA del 2014. En el segundo los transectos NR de ZR del 2014. El tercer grupo lo componen transectos R tanto de PA como de ZR, del 2014.

El cuarto grupo incluye los transectos NR de PA del 2021. El quinto grupo está formado por los transectos NR de ZR del 2021. Finalmente, el sexto grupo cuenta con los transectos R de ambos sitios del 2021 (Fig. 5). En conjunto, los dos primeros componentes explicaron ~ 83% de la varianza. El IFA se correlacionó positivamente con PC1 (49.62% de la varianza explicada), mientras que el año y la condición se correlacionaron positivamente con PC2 (33.33% de la varianza explicada). Cabe señalar que los transectos R del año 2014 estuvieron correlacionados con el Componente 2 (Año y Condición), agrupando ambos sitios. Así mismo, los transectos R del 2021 también formaron un grupo homogéneo agrupando los dos sitios, el cual estuvo correlacionado con el Componente 1 (IFA). Por otro lado, los transectos NR del 2021 de ambos sitios estuvieron correlacionados con el Componente 2 (Año y Condición). Contrario a lo que sucedió con los transectos R de ambos años, los sitios se separaron en dos grupos. Los transectos NR del 2014 estuvieron correlacionados con el IFA (Componente 1), separando ambos sitios. En términos generales, las agrupaciones demostraron que los transectos se separaron tanto por años, como por condición (restaurado vs no restaurado).

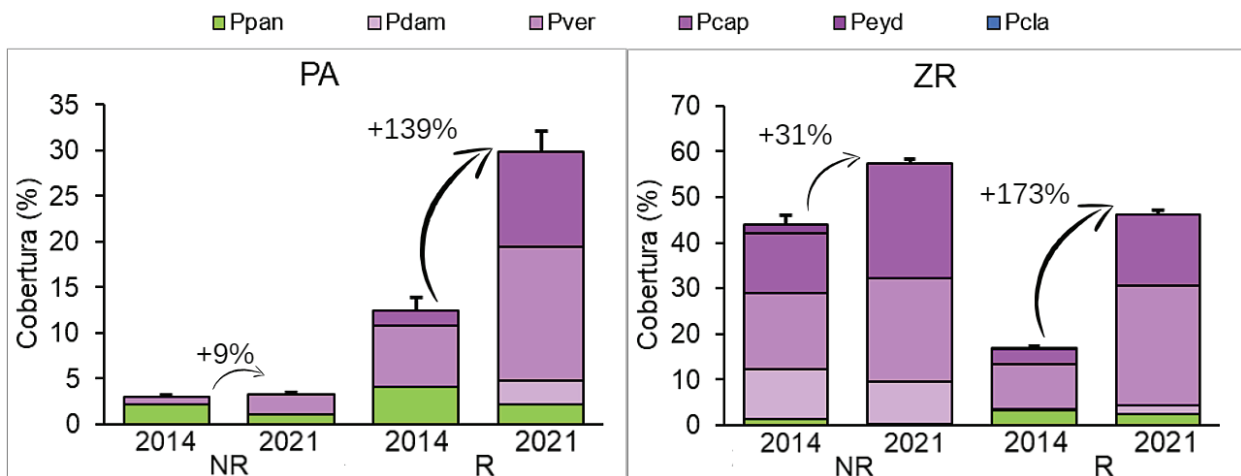


Figura 2. Cobertura coralina y contribución de cada especie en el PNIM. Abreviaciones: NR, transectos no restaurados; R, transectos restaurados; Ppan, *Porites panamensis*; Pdam, *Pocillopora damicornis*; Pver, *Pocillopora verrucosa*; Pcap, *Pocillopora capitata*; Peyd, *Pocillopora grandis*; Pcla, *Pavona clavus*; PA, Playa del Amor; ZR, Zona de Restauración. Las barras de error representan la desviación estándar (DE).

Tabla 1. Tasa de calcificación, índice de rugosidad, altura promedio y coeficiente funcional para cada una de las especies coralinas del PNIM. DE = Desviación estándar; CF = Coeficiente funcional.

Especies	Tasa de calcificación (kg CaCO ₃ m ⁻² año ⁻¹)	Índice de rugosidad	DE	Altura (cm)	DE	CF
<i>Porites panamensis</i> (Verrill, 1866)	3.66	1.59	0.29	9	5	0.01
<i>Pocillopora damicornis</i> (Linnaeus, 1758)	24.97	3.43	0.24	23	0	0.57
<i>Pocillopora verrucosa</i> (Ellis & Solander, 1786)	25.70	5.13	2.00	17	9	0.67
<i>Pocillopora capitata</i> (Verrill, 1864)	23.28	5.41	0.93	21	7	0.68
<i>Pocillopora grandis</i> (Dana, 1846)	25.44	5.75	0.95	21	7	0.74
<i>Pavona clavus</i> (Dana, 1846)	12.79	1.88	0.47	25	10	0.28

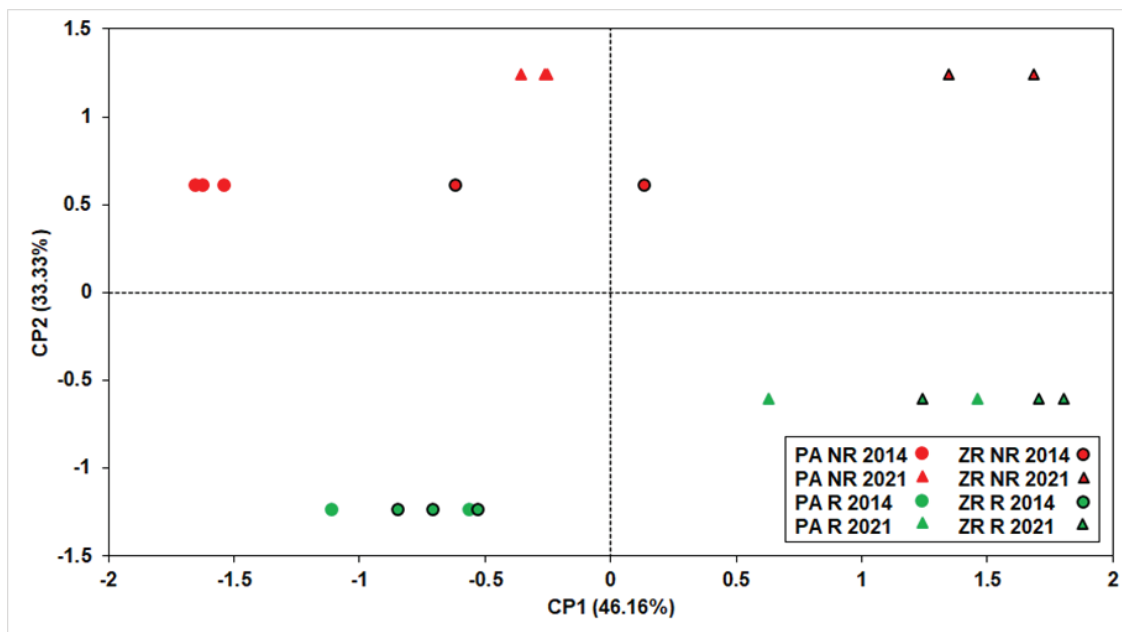


Figura 3. Ordenación de los transectos con base en la cobertura coralina obtenida por sitio, año y condición. Abreviaciones: PA, Playa del Amor; ZR, Zona de Restauración; NR, transectos no restaurados; R, transectos restaurados.

DISCUSIÓN

Este estudio es uno de los primeros acercamientos a la evaluación del éxito de la restauración a un nivel ecológico y funcional. Los resultados obtenidos son de gran interés para futuras evaluaciones de programas de restauración. Respecto al ensamblaje de especies de corales, los resultados mostraron que la riqueza de especies de ZR es más alta, concordando con lo reportado en estudios previos, donde se explica que IL presenta mayor riqueza de corales que IR (CONANP, 2007). En este estudio, la especie dominante fue *P. verrucosa* probablemente debido a la resistencia fisiológica que tiene la especie a las anomalías térmicas (Rodríguez-Troncoso *et al.*, 2014), coincidiendo con lo descrito por Hernández-Zulueta *et al.* (2017), quienes explican que la comunidad coralina del PNIM se caracteriza por tener una alta CC de *Pocillopora*, seguido de *Pavona* y *Porites*. Lo anterior es importante debido a que la funcionalidad del ecosistema está estrechamente relacionada con la configuración del ensamblaje coralino (Cabral-Tena *et al.*, 2020).

La región del PTO se ha caracterizado por el desarrollo de comunidades coralinas de tipo mono-específicas con alta cobertura de corales del género *Pocillopora* (Glynn & Ault, 2000; Romero-Torres *et al.*, 2020). La capacidad de las especies de este género de mantener una alta cobertura es debida a su alta tasa de crecimiento y alto éxito de propagación asexual por fragmentación (Reyes-Bonilla & López-Pérez, 2009; Tortolero-Langarica *et al.*, 2017; Cabral-Tena *et al.*, 2020). Sin embargo, este género es el que se ha visto más afectado en la región por los eventos de blanqueamiento y mortandad masiva, con una pérdida de más del 90% de su cobertura hace casi tres décadas, asociada al evento ENOS 1997-1998 (Carriquiry *et al.*, 2001) y recientemente al evento ENOS del 2014-2016 que tuvo repercusiones a nivel global (Hughes *et*

al., 2018). A pesar de esto, en el PTO hay evidencia de un incremento en la capacidad de resistencia y resiliencia de los corales del género *Pocillopora* (Romero-Torres *et al.*, 2020), inclusive en ambientes con una alta presión tanto turística como urbana (Martínez-Castillo *et al.*, 2020), lo cual ha permitido no solo que permanezca, sino que tenga una alta representatividad, lo que explica por qué es el género que tuvo mayor cobertura (> 80% cobertura relativa) en el área de estudio.

Respecto a los CF obtenidos en el presente estudio, el CF de *P. panamensis* es el más bajo, lo que se ve reflejado en que su aporte a la FF es de menos del 1% (Fig. 4) en casi todos los casos (exceptuando PA, 2014, NR). Por el contrario, los CF de las especies del género *Pocillopora* son los más altos, por lo que es el género que tiene un mayor aporte a la FF, en ambos sitios su aporte fue > 95%, debido a sus altas tasas de calcificación y a su complejidad estructural. Lo anterior concuerda con lo reportado por Cabral-Tena *et al.* (2020) para el Pacífico Sur mexicano; los autores mencionan que las especies del género *Pocillopora* tienen los CF más altos (0.73 ± 0.37), seguido de las especies del género *Pavona* (0.4 ± 0.24) y, por último, *P. panamensis* (0.02) (Tabla 2). De igual manera, los autores mencionan que *P. verrucosa* tuvo la tasa más alta de calcificación y *P. panamensis* la más baja; *Pocillopora meandrina* (Dana, 1846) y *Pavona varians* (Verrill, 1864) los valores de rugosidad más altos y más bajos, respectivamente; mientras que *Pavona gigantea* (Verrill, 1869) y *P. panamensis* las alturas más altas y más bajas, respectivamente.

Sin embargo, en ambos sitios del PNIM, *P. grandis* es la especie con el CF más alto, atribuido probablemente al alto valor de rugosidad que tienen las colonias de esta especie en la zona, y no *Pocillopora capitata* (Verrill, 1864) como reportan para Huatulco Cabral-Tena *et al.* (2020).

La configuración del ensamblaje de especies de coral de Huatulco y del PNIM es diferente; particularmente, se puede mencionar que la riqueza de especies es mayor en Huatulco. Por otro lado, al comparar los valores de los CF de las diferentes especies entre ambas áreas de estudio son más altos en Huatulco (Tabla 2). No obstante, la contribución por especie a la funcionalidad del arrecife sigue el mismo patrón en ambas zonas. La funcionalidad física de los arrecifes depende, en gran medida del ensamblaje y la abundancia de especies con funciones clave (González-Barrios & Álvarez-Filip *et al.*, 2018; Cabral-Tena *et al.*, 2018, 2020); por lo que, para el Pacífico mexicano, las especies pertenecientes al género *Pocillopora* son especies clave que determinan el potencial funcional físico del área (Cabral-Tena *et al.*, 2020).

Comparativamente, la CC en Huatulco en el 2020 tuvo un promedio de $48.57 \pm 18.09\%$ (Cabral-Tena *et al.*, 2020); es decir, que tiene mayor CC que la reportada para ambos sitios del PNIM y para ambos periodos de estudio, a excepción de la CC de los transectos NR del 2021 en el sitio ZR (57.42%). A pesar de ello, los valores promedios de cobertura reportados en el año 1991 para el estado de Nayarit (seis sitios incluyendo el PNIM) fueron $>35\%$ (Carriquiry & Reyes-Bonilla, 1997), por lo que se puede inferir que la CC del PNIM se está recuperando y, si continúa así, pudiera llegar a alcanzar sus valores históricos. Es importante aclarar que en el PNIM existen otros sitios con presencia de comunidades coralinas, por lo que sería importante conocer cuál es el comportamiento de la CC en los demás sitios. Así mismo, vale la pena mencionar que las zonas del PNIM en las que no se llevaron a cabo acciones de restauración, son zonas mejor conservadas y, especialmente en ZR, existe una plataforma bien desarrollada de *Pocillopora*, lo que explica la alta CC que presentó.

Los resultados sugieren que el aumento de la CC observado en ambos sitios (Fig. 2), se encuentra principalmente explicado por las intervenciones de restauración pues para el 2021 la CC fue mayor en los transectos R, a pesar de que en el 2014 esta era menor respecto a los transectos NR. Lo anterior coincide con lo descrito en cuatro regiones del mundo (Tailandia, Maldivas, Florida y St Croix), en donde posterior a la implementación de un programa de restauración la cobertura coralina incrementó en mayor medida en áreas restauradas en comparación con

áreas no restauradas (Hein *et al.*, 2021). Aunque se ha descrito que la CC es una representación incompleta de la condición y el funcionamiento del arrecife (González-Barrios & Álvarez-Filip, 2018), es una de las métricas que comúnmente se utilizan para reportar escenarios obtenidos a partir de distintos esfuerzos de restauración, por lo que la resulta de utilidad para comparar los resultados y evidencias entre estudios.

Para el Pacífico mexicano, el único estudio que ha analizado la funcionalidad física coralina a través del IFA es el realizado por Cabral-Tena *et al.* (2020) para la zona de Huatulco, donde se reporta un IFA de 0.71 ± 0.10 . Comparado con el obtenido en el presente estudio, se puede notar que es más alto que el de PA durante ambos años y las dos condiciones de estudio (R y NR). Sin embargo, el IFA obtenido en los transectos de PA R del año 2021 (0.66), es similar al de Huatulco. Era de esperarse que Huatulco presente valores más elevados, puesto que posee una mayor CC compuesta principalmente por pocilopóridos, que son quienes más aportan a la FF del arrecife debido a su complejidad estructural y tasa de calcificación (Tabla 1).

Adicionalmente, a pesar de que ZR presenta, en general, valores más bajos de CC y CF comparados con los de Huatulco, el IFA calculado en ZR fue mayor en ambos años y condiciones (a excepción del obtenido en los transectos R del año 2014). Lo anterior puede atribuirse a que la especie dominante en ZR fue *P. verrucosa* y posee uno de los CF más altos del género *Pocillopora* (Tabla 1), mientras que, en Huatulco, la especie dominante es *Pocillopora damicornis* (Linnaeus, 1758) (que tiene un CF menor).

Si bien la CC incrementó en los dos sitios de estudio, este resultó mayor en Zona de Restauración. En este sitio se ha reportado una sobrevivencia alta de trasplantes, además de ser considerado un vivero natural de corales donde el principal modo de reproducción es el asexual (Tortolero-Langarica *et al.*, 2014, 2019). Por el contrario, PA se encuentra en IR, por lo tanto, más cercana a tierra y experimenta una mayor presión antrópica. Históricamente, es el sitio con mayor impacto turístico (Cupul-Magaña & Rodríguez-Troncoso, 2017), lo que sugiere un impacto negativo en la recuperación de la CC. No obstante, el incremento de la FF en los transectos NR, fue mayor en PA, mientras que para los transectos R el incremento fue muy similar en los dos sitios (Fig. 5).

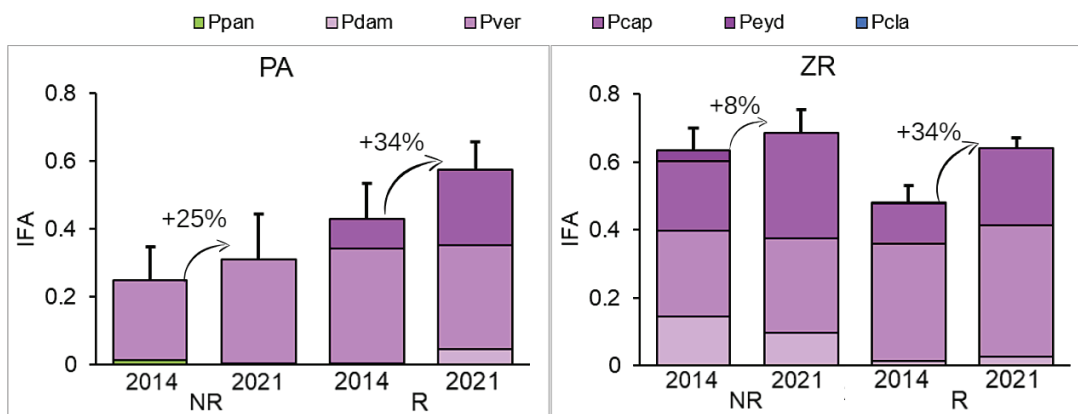


Figura 4. Índice de función arrecifal y porcentajes de incremento del PNIM por sitio. Abreviaciones: NR, transectos no restaurados; R, transectos restaurados; Ppan, *Porites panamensis*; Pdam, *Pocillopora damicornis*; Pver, *Pocillopora verrucosa*; Pcap, *Pocillopora capitata*; Peyd, *Pocillopora grandis*; Pcla, *Pavona clavus*; PA, Playa del Amor; ZR, Zona de Restauración. Las barras de error representan la desviación estándar (DE).

De acuerdo con nuestros resultados, PA está recuperando la FF arrecifal, explicado por un incremento de la cobertura de especies del género *Pocillopora*, principalmente *P. capitata* y *P. verrucosa*, que poseen altos CF (Tabla 1). Lo anterior, se ve reflejado en un mayor aporte al potencial funcional, que para los transectos R de 2021 fue de 39% (*P. capitata*) y 54% (*P. verrucosa*), aunado a un menor aporte de *P. damicornis* (7%). Mientras que, para los NR el principal aporte funcional fue dado por *P. verrucosa*, siendo del 99% en el 2021 (Fig. 4). Es importante mencionar que aunque en PA parte de la CC está dada por *P. panamen-*

sis (1-4%), esta especie no contribuye de manera notable a la FF (< 1%), por lo que no se puede ver reflejada en los gráficos del IFA (Fig. 4). Lo anterior, concuerda con lo que se ha demostrado en el sur del Pacífico mexicano, donde la funcionalidad en sitios dominados por *P. panamensis* es menor a la dominada por pocilopóridos, incluso cuando la cobertura coralina es alta (Cabral-Tena *et al.*, 2020). Por su parte, el incremento de CC de ZR, está dado en mayor medida por *P. verrucosa*, que tiene un CF menor que el de *P. capitata* (Tabla 1). Sin embargo, debido a que la CC de *P. verrucosa* es mayor, su aporte a la FF en los

Tabla 2. Comparación de los coeficientes funcionales de los ensamblajes coralinos de este estudio y de Huatulco, ambos en el Pacífico Tropical Oriental.

Especies	Sitios de estudio del PNIM (este estudio)	Huatulco (Cabral-Tena <i>et al.</i> , 2020)
<i>Porites panamensis</i> (Verrill, 1866)	0.01	0.02
<i>Pocillopora damicornis</i> (Linnaeus, 1758)	0.57	0.67
<i>Pocillopora verrucosa</i> (Ellis & Solander, 1786)	0.67	0.74
<i>Pocillopora capitata</i> (Verrill, 1864)	0.68	0.77
<i>Pocillopora grandis</i> (Dana, 1846)	0.74	0.73
<i>Pocillopora meandrina</i> (Dana, 1846)	-	0.74
<i>Pocillopora elegans</i> (Dana, 1846)	-	-
<i>Pavona gigantea</i> (Verrill, 1869)	-	0.57
<i>Pavona clavus</i> (Dana, 1846)	0.28	-
<i>Pavona varians</i> (Verrill, 1869)	-	0.23

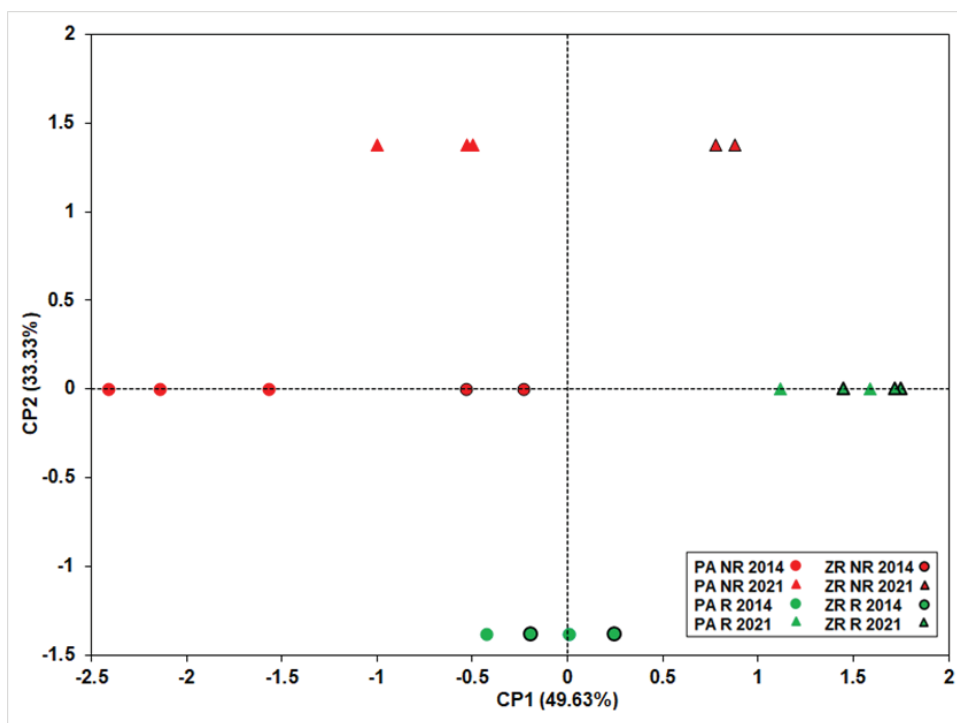


Figura 5. Ordenación de los transectos con base en los resultados del índice de función arrecifal obtenido por sitio, año y condición. Abreviaciones: PA, Playa del Amor; ZR, Zona de Restauración; NR, transectos no restaurados; R, transectos restaurados.

transectos R de 2021 fue del 60%, mientras que el de *P. capitata* fue del 36% (Fig. 4). Además, cabe mencionar que el aporte a la FF de *P. clavus* es menor que el de los pocilopóridos, pero notablemente mayor que el de *P. panamensis*, debido a su morfología tridimensional. El aporte a la FF de *P. clavus* en ZR fue de 0.68% con una CC del 0.2%, mientras que el aporte a la FF de *P. panamensis* fue de 0.49% con una CC del 3% (Fig. 4). El conocer la contribución de cada especie a la FF permite explicar que se pueden obtener valores similares de IFA, como en el caso de Huatulco (Cabral-Tena *et al.*, 2020) y los sitios de este estudio, debido a variaciones en la complejidad estructural y a la tasa de calcificación.

Adicionalmente, el incremento de la CC y FF resultó mayor en los transectos R en ambos sitios (Figs. 3 y 5). Por lo anterior, se puede inferir que los esfuerzos de restauración con especies del género *Pocillopora*, están siendo efectivos ya que han promovido la recuperación de la FF, incluidas zonas donde el impacto antrópico había ocasionado disminuciones en la CC (Cupul-Magaña & Rodríguez-Troncoso, 2017). Lo anterior está apoyado por los resultados obtenidos por el ACP, los cuales mostraron una serie de agrupamientos de los transectos, diferenciando entre sitios, años y condición. Los resultados separan en grupos distintos los transectos restaurados y los no restaurados, así como los provenientes de distintos años y sitios de estudio. Como se discutió con anterioridad, esto puede ser resultado de las intervenciones de restauración, de las condiciones físicas que tienen ambas islas (cercanía a tierra, plataforma bien desarrollada en ZR) y, de las diferencias históricas de la presión turística en cada uno de los sitios.

Finalmente, el uso del IFA resultó de relevancia para evaluar la efectividad de las intervenciones de restauración, lo que sugiere que la herramienta pudiera ser de relevancia para evaluar estrategias de ingeniería ecológica aplicada en arrecifes coralinos que han sido fuertemente perturbados por las actividades humanas (Mitsch, 2012). Sin embargo, es necesario continuar realizando monitoreos que permitan seguir analizando la trayectoria de rehabilitación que siguen los arrecifes del PNIM.

AGRADECIMIENTOS

Al Posgrado de Ecología Marina de CICESE, al LEMAC de la UDG, al proyecto CONACYT CF 2019/866397 "Evaluación de la función geo-ecológica de los arrecifes coralinos del Pacífico mexicano", y a la beca CONACYT para posgrados (CVU 135762).

REFERENCIAS

- ÁLVAREZ-FILIP, L., N.K. DULVY, J.A. GILL, I.M. CÔTÉ & A.R. WATKINSON. 2009. Flattening of Caribbean coral reefs: region-wide declines in architectural complexity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276(1669): 3019-3025. DOI: 10.1098/rspb.2009.0339
- BAYRAKTAROV, E., A.T. BANASZAK, P. MONTOYA MAYA, J. KLEYPAS, J.E. ARIAS-GONZÁLEZ, M. BLANCO, J. CALLE-TRIVIÑO, N. CHARUVI, C. CORTÉS-USECHE, V. GALVÁN, M.A. GARCÍA SALGADO, M. GNECCO, S.D. GUENDULAIN-GARCÍA, E.A. HERNÁNDEZ DELGADO, J.A. MARÍN MORAGA, M.F. MAYA, S. MENDOZA QUIROZ, S. MERCADO CERVANTES, M. MORIKAWA, G. NAVA, V. PIZARRO, R.I. SELLARES-BLASCO, S.E. SULEIMÁN RAMOS, T. VILLALOBOS CUBERO, M.F. VILLALPANDO & S. FRIAS-TORRES. 2020. Coral reef restoration efforts in Latin American countries and territories. *PLOS ONE* 15(8): e0228477. DOI: 10.1371/journal.pone.0228477
- BOSTRÖM-EINARSSON, L., R.C. BABCOCK, E. BAYRAKTAROV, D. CECCARELLI, N. COOK, S.C.A. FERSE, B. HANCOCK, P. HARRISON, M. HEIN, E. SHAVER, A. SMITH, D. SUGGETT, P.J. STEWART-SINCLAIR, T. VARDI & I.M. MCLEOD. 2020. Coral restoration - A systematic review of current methods, successes, failures, and future directions. *PLOS ONE* 15(1): e0226631. DOI: 10.1371/journal.pone.0226631
- BURKE, L., K. REYSTAR, M. SPALDING & A. PERRY. 2011. *Reefs at Risk Revisited*. World Resources Institute. Washington, D.C. 114 p.
- CABRAL-TENA, R.A., A. LÓPEZ-PÉREZ, H. REYES-BONILLA, L.E. CALDERÓN-AGUILERA, C.O. NORZAGARAY-LÓPEZ, F.A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA, A. CUPUL-MAGAÑA, A.P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO & A. AYALA-BOCOS. 2018. Calcification of coral assemblages in the eastern Pacific: Reshuffling calcification scenarios under climate change. *Ecological Indicators* 95: 726-734. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.08.021
- CABRAL-TENA, R.A., A. LÓPEZ-PÉREZ, L. ÁLVAREZ-FILIP, F.J. GONZÁLEZ-BARRIOS, L.E. CALDERÓN-AGUILERA & C. APARICIO-CID. 2020. Functional potential of coral assemblages along a typical Eastern Tropical Pacific reef tract. *Ecological Indicators* 119: 726-734. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106795
- CARRIQUIRY, J.D. & H. REYES-BONILLA. 1997. Estructura de la comunidad y distribución geográfica de los arrecifes coralinos de Nayarit, Pacífico de México. *Ciencias Marinas* 23(2): 227-248.
- CARRIQUIRY, J., A. CUPUL-MAGAÑA, F. RODRÍGUEZ ZARAGOZA & P. MEDINA-ROSAS. 2001. Coral bleaching and mortality in the Mexican Pacific during the 1997-98 El Niño and Prediction from a remote sensing approach. *Bulletin of Marine Science* 69: 237-249.
- CONANP (COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS). 2007. *Programa de Conservación y Manejo Parque Nacional Islas Marietas*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D. F. Diciembre: 155 p.
- COSTASALVAJE. 2020. *Estado de Conservación de los Corales del Pacífico Mexicano*. México, pp. 44.
- CRUZ-GARCÍA R., A.P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO, F.A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA, A. MAYFIELD, A. CUPUL-MAGAÑA. 2020. Ephemeral effects of El Niño southern oscillation events on an eastern tropical Pacific coral community. *Marine and Freshwater Research*. DOI: 10.1071/MF18481
- CUPUL-MAGAÑA, A.L. & A. RODRÍGUEZ-TRONCOSO. 2017. Tourist carrying capacity at Islas Marietas National Park: An essential tool to protect the coral community. *Applied Geography* 88: 15-23. DOI: 10.1016/j.apgeog.2017.08.021
- CUPUL-MAGAÑA, A.L., O.S. ARANDA-MENA, P. MEDINA-ROSAS Y V. VIZCAÍNO-OCHOA. 2000. Comunidades coralinas de las Islas Marietas, Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México. *Mexicoa* 2(1): 15-22.
- DE GROOT, R., L. BRANDER, S. VAN DER PLOEG, R. COSTANZA, F. BERNARD, L. BRAAT, M. CHRISTIE, N. CROSSMAN, A. GHERMANDI, L. HEIN, S. HUSSAIN, P. KUMAR, A. MCVITTIE, R. PORTELA, L.C. RODRÍGUEZ, P. TEN BRINK & P. VAN BEUKERING. 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* 1(1): 50-61. DOI: 10.1016/j.ecoser.2012.07.005
- FIGUEROA-CAMACHO, A. & H. NAVA. 2015. Rehabilitación de la cobertura de corales del género *Pocillopora* (Lamarck 1816) usando una técnica adaptada a hábitats rocosos sublitorales. *Biológicas* 17(1): 31.

- GLYNN, P.W. & J.S. AULT. 2000. A biogeographic analysis and review of the far eastern Pacific coral reef region. *Coral Reefs* 19(1): 1-23. DOI: 10.1007/s003380050220
- GOERGEN, E.A., S. SCHOPMEYER, A.L. MOULDING, A. MOURA, P. KRAMER & T.S. VIEHMAN. 2020. Coral reef restoration monitoring guide: Methods to evaluate restoration success from local to ecosystem scales. DOI:10.25923/xndz-h538
- 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. DOI: 10.1016/j.ecoind.2018.08.038
- GONZÁLEZ-BARRIOS, F.J., R.A. CABRAL-TENA & L. ALVAREZ-FILIP. 2021. Recovery disparity between coral cover and the physical functionality of reefs with impaired coral assemblages. *Global Change Biology* 27(3): 640-651. DOI: 10.1111/gcb.15431
- HEIN, M.Y., B.L. WILLIS, R. BEEDEN & A. BIRTLES. 2017. The need for broader ecological and socioeconomic tools to evaluate the effectiveness of coral restoration programs. *Restoration Ecology* 25(6): 873-883. DOI: 10.1111/rec.12580
- HEIN, M.Y., T. VARDI, E.C. SHAVER, S. PIOCH, L. BOSTRÖM-EINARSSON, M. AHMED, G. GRIMSDITCH & I.M. MCLEOD. 2021. Perspectives on the use of coral reef restoration as a strategy to support and improve reef ecosystem services. *Frontiers in Marine Science*. DOI: 10.3389/fmars.2021.618303
- HERNÁNDEZ-ZULUETA, J., F.A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA, R. ARAYA, O. VARGAS-PONCE, A.P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO, A.L. CUPUL-MAGAÑA, L. DÍAZ-PÉREZ, E. RÍOS-JARA & M. ORTIZ. 2017. Multi-scale analysis of hermatypic coral assemblages at Mexican Central Pacific. *Scientia Marina* 81(1): 91-102. DOI: 10.3989/scimar.04371.12
- HOEGH-GULDBERG, O., P.J. MUMBY, A.J. HOOTEN, R.S. STENECK, P. GREENFIELD, E. GOMEZ, C.D. HARVELL, P.F. SALE, A.J. EDWARDS, K. CALDEIRA, N. KNOWLTON, C.M. EAKIN, R. IGLESÍAS-PRÍETO, N. MUTHIGA, R.H. BRADBURY, A. DUBI & M.E. HATZIOLOS. 2007. Coral Reefs Under Rapid Climate Change and Ocean Acidification. *Science* 318(5857): 1737-1742. DOI:10.1126/science.1152509
- HOOPER, D., F.S. CHAPIN III, J.J. EWEL, A. HECTOR, P. INCHAUSTI, S. LAVOREL, J.H. LAWTON, D. LODGE, M. LOREAU, S. NAEEM, B. SCHMID, H. SETÁLA, A. SYMSTAD, V. J.J. & D. WARDLE. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75: 3-35. DOI:10.1890/04-0922
- HUGHES, T.P., A.H. BAIRD, D.R. BELLWOOD, M. CARD, S.R. CONNOLLY, C. FOLKE, R. GROSBERG, O. HOEGH-GULDBERG, J.B.C. JACKSON, J. KLEYPAS, J.M. LOUGH, P. MARSHALL, M. NYSTRÖM, S.R. PALUMBI, J.M. PANDOLFI, B. ROSEN & J. ROUGHGARDEN. 2003. Climate change, human impacts, and the resilience of coral reefs. *Science* 301(5635): 929-933. DOI:10.1126/science.1085046
- HUGHES, T.P., K.D. ANDERSON, S.R. CONNOLLY, S.F. HERON, J.T. KERRY, J.M. LOUGH, A.H. BAIRD, J.K. BAUM, M.L. BERUMEN, T.C. BRIDGE, D.C. CLAAAR, C.M. EAKIN, J.P. GILMOUR, N.A.J. GRAHAM, H. HARRISON, J.-P.A. HOBBS, A.S. HOEY, M. HOOGENBOOM, R.J. LOWE, M.T. MCCULLOCH, J.M. PANDOLFI, M. PRATCHETT, V. SCHOEPF, G. TORDA & S.K. WILSON. 2018. Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. *Science* 359(6371): 80-83. DOI:10.1126/science.aan8048
- KESSLER, W. 2006. The circulation of the eastern tropical Pacific: A review. *Progress in Oceanography* 69: 181-217. DOI: 10.1016/j.pcean.2006.03.009
- LÓPEZ-PÉREZ, R.A., L.E. CALDERÓN-AGUILERA, H. REYES-BONILLA, J.D. CARRIQUIRY, P. MEDINA-ROSAS, A.L. CUPUL-MAGAÑA, M.D. HERRERO-PÉREZ, H.A. HERNÁNDEZ-RAMÍREZ, M.Á. AHUMADA-SEMPOAL & B.M. LUNA-SALGUERO. 2012. Coral communities and reefs from Guerrero, southern Mexican Pacific. *Marine Ecology* 33(4): 407-416. DOI:10.1111/j.1439-0485.2011.00505.x
- MANLY, B.F. & J.A.N. ALBERTO. 2016. Multivariate statistical methods: a primer. Chapman and Hall/CRC. 269 p.
- MANZELLO, D., C.M. EAKIN & P. GLYNN. 2017. Effects of global warming and ocean acidification on carbonate budgets of eastern Pacific coral reefs. In: Glynn, P., D. Manzello & I.C. Enochs (eds.). *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific*. Springer, pp. 517-533.
- MARTÍNEZ-CASTILLO, V., A.P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO, J.D. SANTIAGO-VALENTÍN & A.L. CUPUL-MAGAÑA. 2020. The influence of urban pressures on coral physiology on marginal coral reefs of the Mexican Pacific. *Coral Reefs* 39(3): 625-637. DOI:10.1007/s00338-020-01957-z
- MITSCH, W.J. 2012. What is ecological engineering? *Ecological Engineering* 45: 5-12. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2012.04.013
- MONTY, J.A., D.S. GILLIAM, K. BANKS, D.K. STOUT & R. DODGE. 2006. Coral of opportunity survivorship and the use of coral nurseries in coral reef restoration. *Proceedings of the 10th International Coral Reef Symposium*. 1665-1673.
- MOUILLOT, D., N.A.J. GRAHAM, S. VILLÉGER, N.W.H. MASON & D.R. BELLWOOD. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution* 28(3): 167-177. DOI: 10.1016/j.tree.2012.10.004
- NORSTRÖM, A.V., M. NYSTRÖM, J. LOKRANTZ & C. FOLKE. 2009. Alternative states on coral reefs: beyond coral-macroalgal phase shifts. *Marine Ecology Progress Series* 376: 295-306.
- PALACIOS-HERNÁNDEZ, E., L.E. CARRILLO, A. FILONOV, L. BRITO-CASTILLO & C.E. CABRERA-RAMOS. 2010. Seasonality and anomalies of sea surface temperature off the coast of Nayarit, Mexico. *Ocean Dynamics* 60(1): 81-91. DOI: 10.1007/s10236-009-0244-z
- PERRY, C.T. & L. ALVAREZ-FILIP. 2018. Changing geo-ecological functions of coral reefs in the Anthropocene. *Functional Ecology* 33(6): 976-988. DOI: 10.1111/1365-2435.13247
- REYES-BONILLA, H., L. CALDERÓN-AGUILERA, G. CRUZ-PIÑÓN, P. MEDINA-ROSAS, R.A. PÉREZ, M. HERRERO, G. LEYTE-MORALES, A. CUPUL-MAGAÑA & J. CARRIQUIRY. 2005. *Atlas de corales pétreos (Anthozoa: Scleractinia) del Pacífico Mexicano*. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. México. 116 p.
- REYES-BONILLA, H. & LÓPEZ-PÉREZ, A. 2009. Corals and coral-reef communities in the Gulf of California. In: Johnson ME, Ledesma-Vásquez J (eds.). *Atlas of Coastal Ecosystems in the Gulf of California. Past and Present*. University of Arizona Press, pp. 45-57.
- RINKEVICH, B. 2019. The active reef restoration toolbox is a vehicle for coral resilience and adaptation in a changing world. *Journal of Marine Science and Engineering* 7(7): 201.

- RINKEVICH, B. 2020. Ecological engineering approaches in coral reef restoration. *ICES Journal of Marine Science* 78:410-420. DOI: 7810.1093/icesjms/fsaa022
- ROBLES-PAYÁN, A., H. REYES-BONILLA & C. CÁCERES-MARTÍNEZ. 2021. Crecimiento y supervivencia de corales durante la fase inicial de cultivo en La Paz, Baja California Sur, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 92. DOI: 10.22201/ib.20078706e.2021.92.3594
- RODRÍGUEZ-TRONCOSO, A.P., E. CARPIZO-ITUARTE, D.T. PETTAY, M.E. WARNER & A.L. CUPUL-MAGAÑA. 2014. The effects of an abnormal decrease in temperature on the Eastern Pacific reef-building coral *Pocillopora verrucosa*. *Marine Biology* 161(1): 131-139. DOI: 10.1007/s00227-013-2322-5
- ROMERO-TORRES, M., A. ACOSTA, A.M. PALACIO-CASTRO, E.A. TREML, F.A. ZAPATA, D.A. PAZ-GARCÍA & J.W. PORTER. 2020. Coral reef resilience to thermal stress in the eastern tropical Pacific. *Global Change Biology* 26(7): 3880-3890. DOI: 10.1111/gcb.15126
- SOUTER, D., S. PLANES, J. WICQUART, M. LOGAN, D. O'BURA & F. STAUB. 2020. Status of coral reefs of the world: 2020. *In: International Coral Reef Initiative* (eds.). Global coral reef monitoring network report. Australian Government. Australia, pp. 3-19.
- TORTOLERO-LANGARICA, J.J.A., A.L. CUPUL-MAGAÑA & A.P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO. 2014. Restoration of a degraded coral reef using a natural remediation process: A case study from a Central Mexican Pacific National Park. *Ocean & Coastal Management* 96: 12-19. DOI: 10.1016/j.ocecoaman.2014.04.020
- TORTOLERO-LANGARICA, J.J.A., A.L. CUPUL-MAGAÑA, J.P. CARRICART-GANIVET, A.B. MAYFIELD & A.P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO. 2016. Differences in growth and calcification rates in the reef-building coral *Porites lobata*: The implications of morphotype and gender on coral growth. *Frontiers in Marine Science* 3(179): 1-10. DOI: 10.3389/fmars.2016.00179
- TORTOLERO-LANGARICA, J.J.A., J.P. CARRICART-GANIVET, A.L. CUPUL-MAGAÑA & A.P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO. 2017. Historical insights on growth rates of the reef-building corals *Pavona gigantea* and *Porites panamensis* from the northeastern tropical Pacific. *Marine Environmental Research* 132: 23-32. DOI: 10.1016/j.marenvres.2017.10.004
- TORTOLERO-LANGARICA, J.J.A., A.P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO, A.L. CUPUL-MAGAÑA, L.C. ALARCÓN-ORTEGA & J.D. SANTIAGO-VALENTIN. 2019. Accelerated recovery of calcium carbonate production in coral reefs using low-tech ecological restoration. *Ecological Engineering* 128: 89-97. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2019.01.002
- VERON J.E.N., STAFFORD-SMITH M.G., TURAK E. & DeVANTIER L.M. 2022. Corals of the World. (0.01 Beta). Disponible en línea en: <http://coralsoftheworld.org> (consultado el 7 octubre 2022)
- WESTOBY, R., S. BECKEN & A.P. LARIA. 2020. Perspectives on the human dimensions of coral restoration. *Regional Environmental Change* 20(4): 109. DOI: 10.1007/s10113-020-01694-7

El ecosistema mesofótico del archipiélago Espíritu Santo como refugio ante el cambio climático

The mesophotic ecosystem of archipelago Espíritu Santo as a refuge from climate change

Luis Eduardo Calderón Aguilera[®]

Recibido: 31 de octubre de 2022.

Aceptado: 01 de abril de 2023.

Publicado: agosto de 2023.

RESUMEN

Antecedentes. Los ambientes costeros como la zona entremareal y los arrecifes rocosos y coralinos están expuestos a perturbaciones naturales como las mareas, tormentas, huracanes y ciclones y actividades humanas como la pesca, turismo y contaminación. La hipótesis del refugio profundo postula que los organismos que pueden habitar a mayores profundidades serían menos vulnerables a los impactos antropogénicos, el calentamiento superficial del mar derivado del efecto invernadero y a la acidificación del océano provocada por el incremento en la presión parcial de CO₂. En consecuencia, los arrecifes rocosos o coralinos profundos podrían funcionar como un “seguro” contra los efectos del cambio climático. **Objetivos.** Analizar variables abióticas y bióticas del ecosistema mesofótico del archipiélago Espíritu Santo, BCS para considerarlo como refugio ante perturbaciones relacionadas con el cambio climático. **Métodos.** Batimetría, determinación de la zona euofótica, perfiles de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto, muestreos en aguas someras y profundas, recolección de agua para análisis del sistema de carbonatos, videotransectos con vehículos de operación remota para la identificación de especies bénticas y estimación de su abundancia, incluyendo las de importancia comercial o de conservación. Cálculo de índices ecológicos y del índice de función arrecifal. **Resultados.** La profundidad máxima registrada fue de 78 m y el inicio de la zona mesofótica (10% de penetración luminosa) más somero fue de 11 m; la temperatura no muestra una estratificación ni en abril ni en octubre de 2021, pero la salinidad registra un pico cerca de los 30 m de profundidad y el oxígeno disuelto disminuye a los 20 m. La Ω aragonita está por debajo de 3.0; hay variación espacial en los índices estructurales de la comunidad béntica y el índice de función arrecifal se encuentra entre 0.16 y 0.65. **Conclusiones.** Hay variaciones espaciales que limitan afirmar que el ecosistema mesofótico pueda servir de refugio ante el cambio climático en esta localidad.

Palabras clave: Ecología de arrecifes profundos, cambio climático, conservación, servicios ecosistémicos, degradación de ecosistemas;

Laboratorio de Esclerocronología, Ecología y Pesquerías de la Zona Costera, Departamento de Ecología Marina, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE). Carretera Ensenada-Tijuana 3918, Zona Playitas, Ensenada, Baja California, 22860. México.

***Corresponding author:**

Luis Eduardo Calderón Aguilera: e-mail: leca@cicese.mx

To quote as:

Calderón Aguilera, L. E. 2023. El ecosistema mesofótico del archipiélago Espíritu Santo como refugio ante el cambio climático. *Hidrobiológica* 33 (2): 139-148.

DOI:10.24275/PQXD5278

ABSTRACT

Background. Coastal environments such as the intertidal zone and rocky and coral reefs are exposed to natural disturbances such as tides, storms, hurricanes, and cyclones and human activities such as fishing, tourism, and pollution. The deep reef refuge hypothesis posits that organisms that can inhabit greater depths would be less vulnerable to anthropogenic impacts, greenhouse warming of the sea surface, and ocean acidification caused by the increased partial pressure of CO₂. Consequently, deep rocky or coral reefs can function as “insurance” against the effects of climate change. **Objective.** To analyse biotic and abiotic variables of the mesophotic ecosystem of Archipelago Espíritu Santo to assess it as a refuge against climate change-related disturbances. **Methods.** Bathymetry, profiles of temperature, salinity, and dissolved oxygen; determination of the euphotic zone, sampling in shallow and deep waters collecting water for analysis of carbonate system, video transects with remotely operated vehicles for the identification of benthic species and estimation of their abundance including those of commercial importance or conservation. Calculation of ecological indices and the reef-functional index. **Results.** Deepest recorded point was 78m, shallowest mesophotic zone was 11m. Temperature does not show a stratification either in April or in October 2021, but the salinity registers a peak near 30 m depth, and the dissolved oxygen decreases at 20 m. Ω Aragonite is below 3.0; there is spatial variation in the structural indices of the benthic community, and the reef-functional index is between 0.16 and 0.65. **Conclusions.** There are sharp spatial variations within the same locality, limiting the assertion that mesophotic ecosystems can serve as a refuge from climate change.

Keywords: Deep reef ecology, climate change, conservation, ecosystem services, ecosystem degradation

INTRODUCCIÓN

La exploración motivada por la peculiar fascinación por las profundidades marinas comenzó hace siglos. Durante la expedición del Beagle, Darwin recolectó organismos que vivían en las profundidades del océano. Hasta hace relativamente poco tiempo, nuestro conocimiento de las profundidades marinas provino de muestreos destructivos como dragas y redes de arrastre. En el siglo XX se inventaron los primeros sumergibles tripulados y llegaron hasta las ventilas hidrotermales cambiando el paradigma de que la producción primaria depende de la fotosíntesis. Por otro lado, existe una gran cantidad de información sobre los arrecifes de coral poco profundos gracias a lo asequible del buceo SCUBA. De hecho, la distinción comúnmente usada entre somero (< 30 m) y profundo arrecifes (> 30 m) se basa en el límite de buceo científico más que en la estructura de la comunidad de mantos de macroalgas, corales, peces y otros grupos taxonómicos, desconociéndose a la fecha cuántos de estos arrecifes continúan hacia aguas más profundas.

Un ecosistema mesofótico coralino se definió como un “ecosistema caracterizado por la presencia de corales y comunidades asociadas dependientes de la luz que se encuentran típicamente a profundidades que van de 30 a 40 m y extendiéndose a más de 150 m en regiones tropicales y subtropicales” (Loya *et al.*, 2016). Sin embargo, otros autores (Eyal *et al.*, 2019; Tamir *et al.*, 2019) argumentan que la definición debe basarse en intensidad de la luz y no en profundidad, ya que la penetración de la luz depende de muchas características del agua que son muy distintas según la localidad. Asimismo, no todos los ecosistemas mesofóticos poseen comunidades de corales, por lo que simplemente deben llamarse ecosistemas mesofóticos (EM). En este trabajo consideramos como mesofótico el ecosistema que se encuentra en el estrato de profundidad al que llega entre el 1 y 10 % de intensidad luminosa, e independiente de la presencia de corales y otros organismos dependientes de la luz. Esta aclaración es necesaria debido a que en la zona costera del Pacífico Mexicano las aguas son bastante turbias y Pérez-Castro *et al.* (2022) encontraron una alta variabilidad espacial en la transparencia del agua y presencia de ecosistemas mesofóticos tan someros como 13 m.

Este trabajo es parte de un proyecto cuyo objetivo es evaluar críticamente la Hipótesis del Refugio de Arrecifes Profundos (HRAP; Glynn, 1996; Bongaerts *et al.*, 2010) y sus consecuencias para los organismos y ecosistemas marinos bajo un escenario de cambio climático. Keppel *et al.* (2012) definieron refugio como “la parte del hábitat en la que los organismos se pueden esconder, persistir y hasta expandirse bajo condiciones ambientales cambiantes”. La HRAP propone que los arrecifes profundos (mesofóticos) brindan refugio contra las olas inducidas por tormentas y el estrés térmico, descargas de aguas residuales y otros impactos antropogénicos, al que están expuestos los arrecifes someros (Fig. 1). También sugiere que los organismos más profundos pueden ser una fuente de propágulos para la repoblación de poblaciones someras estresadas (Lesser *et al.*, 2009). Cuestionamos esta hipótesis a través de diferentes enfoques y perspectivas. El trabajo de campo es intensivo para hacer batimetría detallada, registrar variables oceanográficas, observar interacciones ecológicas, determinar la estructura y la conectividad entre las comunidades de macroinvertebrados, corales y peces, que, combinado con modelos sofisticados, mejorará nuestra comprensión de la relación entre variables físicas, químicas y biológicas como factores de estrés a lo largo de un gradiente de profundidad.

En este trabajo nos enfocamos en localidades del Parque Nacional Zona Marina del Archipiélago Espíritu Santo (PNZMAES), Baja California Sur.

Según los datos empíricos y la teoría de los arrecifes someros, esperaríamos: 1) Con respecto a las especies de invertebrados y corales, proponemos que habrá un reemplazo a lo largo de un gradiente de profundidad y no un aumento de la riqueza de especies; 2) Los conjuntos de invertebrados se verán afectados por la química del agua; 3) La complejidad funcional específica de la especie y, por lo tanto, su índice de función arrecifal serán mayores en las áreas de arrecifes someros que en las áreas profundas.

MÉTODOS

La localidad de estudio, Parque Nacional Zona Marina del Archipiélago Espíritu Santo (PNZMAES), Baja California Sur (24.480° - 110.320°; Fig. 2), se eligió por tener las siguientes características: 1) presencia de corales zooxantelados y sustrato duro, y comunidades asociadas de invertebrados y peces; 2) pendiente de profundidad de al menos 50 m; 3) influencia de diferentes masas de agua y de procesos oceanográficos (Cepeda-Morales *et al.*, 2013; Smith *et al.*, 2014) y 4) consideraciones logísticas, principalmente en lo que respecta a la accesibilidad mediante embarcaciones menores. Se seleccionaron tres sitios: El Bajo, que es un monte submarino, y Punta Lobos y Los Islotes, que son subzona de uso restringido (SEMARNAT-CONANP, 2014; Fig. 2).

La batimetría se realizó mediante un Deeper Smart Sonar Pro + asegurado a la embarcación con ayuda de un brazo articulado y haciendo un recorrido en forma de “S”, similar a zigzag, pero con esquinas redondeadas, para escanear la mayor cantidad de superficie. El escaneo se realizó en dos frecuencias a 90kHz o 55° para una resolución gruesa y a 290 kHz o 15° para un detalle más fino. Los recorridos se realizaron entre 45 minutos y 1 hora debido a las condiciones de oleaje. La profundidad registrada de cada sitio fue de 30 a 100 metros (MS1).

Los promedios mensuales de la profundidad de la zona eufótica (ZEU) y de la atenuación de la luz en el mar en la longitud de 490 nm (KD490) se obtuvieron elaborando series de tiempo de sensores remotos (NASA, 2022), considerando el o los píxeles más cercanos al área, a 4 km de resolución. Además, se utilizó un disco de Secchi (30 cm de diámetro) para estimar la penetración de la luz; el disco se bajó lentamente hasta que desapareció de la vista (profundidad de extinción), para posteriormente subirse hasta que volvía a aparecer (profundidad de reaparición). Esta operación se repitió dos veces por dos observadores en cada sitio, en cada expedición.

Con el fin de considerar diferencias estacionales, se realizaron dos expediciones, una en junio y otra en octubre de 2021. Para el análisis del sistema de carbonatos, se recolectó agua a diferentes profundidades (subsuperficial, media agua y fondo) con una botella Niskin. El carbono inorgánico disuelto se analizó por coulombimetría, con una precisión de $\pm 2 \mu\text{mol kg}^{-1}$ y la alcalinidad total mediante el método de titulación potenciométrica con una precisión de $\pm 3 \mu\text{mol kg}^{-1}$. Para los perfiles de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto se empleó una sonda multiparámetros (YSI EX01) y para los videotransectos un vehículo de operación remota (Video Ray 4.1), una vez que se localizaba el sustrato rocoso.

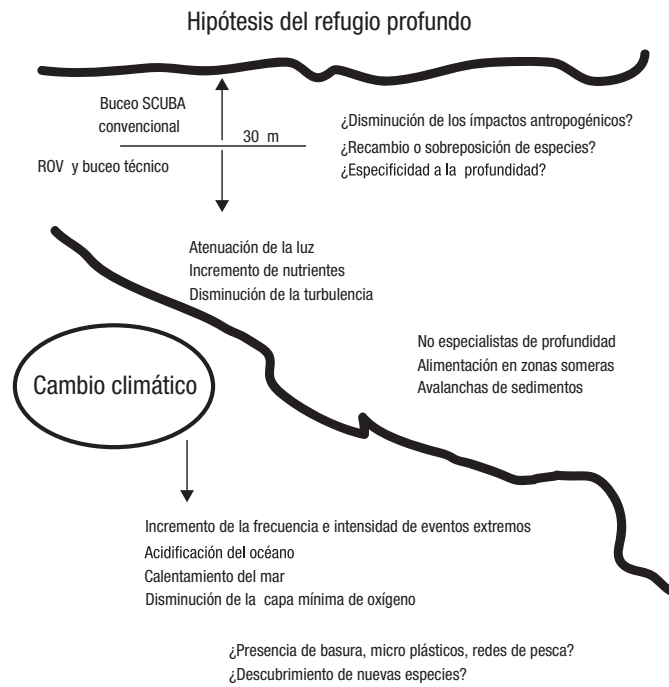


Figura 1. Marco conceptual de la Hipótesis del Refugio Profundo.

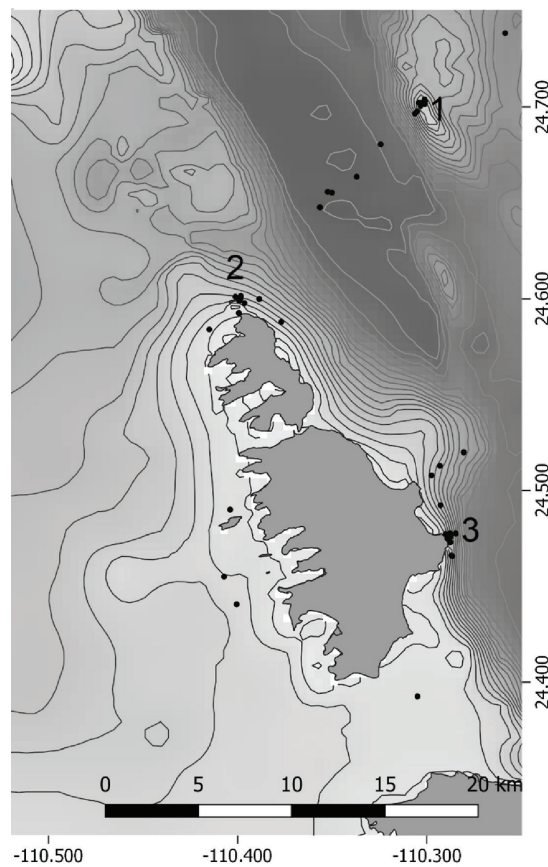


Figura 2. Isobatas en la zona de estudio. 1 El Bajo, 2 Los Islotes, 3 Punta Lobos. Los puntos indican prospecciones con el vehículo de operación remota.

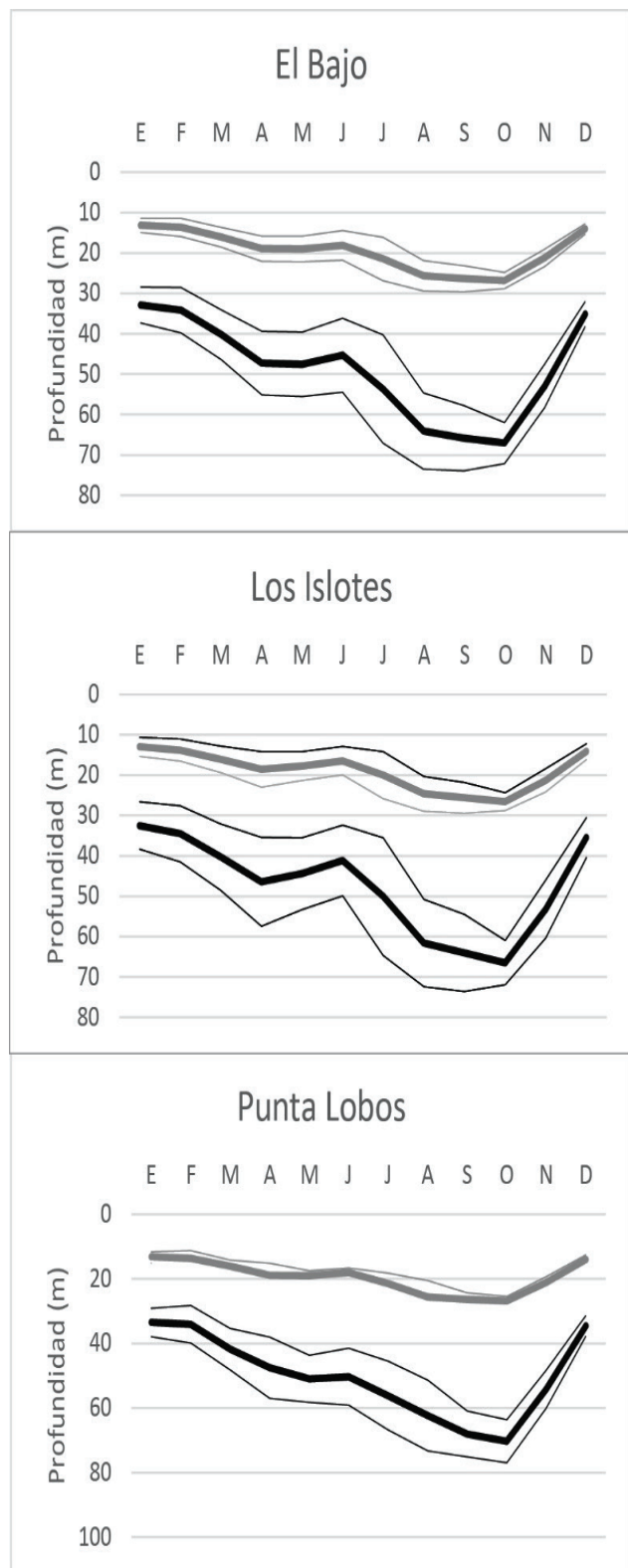


Figura 3. Promedio mensual (\pm DE) de la profundidad con el 10% (línea gris) y el 1% (línea negra) de intensidad luminosa. Datos de satélite de la Kd490 de 2003 a 2020 obtenidos de MODIS-Aqua.

Con base en los datos de cobertura de corales hermatípicos, se calculó el índice de función arrecifal (IFA) propuesto por González-Barrios y Álvarez-Filip (2018). Este índice va de 0 a 1 y considera la tasa de calcificación, la complejidad estructural y la cobertura para estimar la contribución funcional de las especies de coral.

Los cálculos de diversidad (índice de Shannon), dominancia (índice de Simpson), así como el análisis multidimensional no métrico se hicieron con PRIMER (v6, Clarke & Gorley, 2006). Toda vez que los datos no cumplían con los supuestos de normalidad, fueron transformados ($\log X+1$) previo a los análisis.

RESULTADOS

En la Figura 3 se presenta la variación temporal de la profundidad óptica (Z10% y Z1%) en las localidades de estudio basada en el coeficiente de atenuación difusa (Kd490) calculada con datos de satélite. Se observa que en septiembre y octubre el agua está más clara y que El Bajo tiene más transparencia, si bien queda claro que la zona mesofótica empieza antes de los 30 m. La profundidad de extinción del disco de Secchi (media \pm DT) así como la de reaparición, respectivamente, en El Bajo fue de 20.9 ± 4.4 y 18.7 ± 4.7 , en Los Islotes 12.6 ± 3.6 y 10.7 ± 3.3 y en Punta Lobos 14.0 ± 2.9 y 10.9 ± 2.8 m.

En las Figuras 4 y 5 se presentan los perfiles de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto en la zona del PNZMAES registrados en junio y octubre 2021. Como puede observarse, no hay estratificación en la temperatura, pero destaca un pico de salinidad y una oxiclina aproximadamente a los 20 m de profundidad que es consistente en los tres sitios y en ambas fechas.

La Ω aragonita es relativamente baja, pues la mediana está por debajo de 3.0 y en El Bajo apenas alcanza 2.72 de saturación (Fig. 6).

Con respecto a los organismos benthicos, se observaron 4,337 individuos y 46% de cobertura acumulada de especies coloniales, pertenecientes a 55 especies, de las cuales las gorgonias del género *Muricea* (*Muricea austera* Verrill, 1869, *Muricea fruticosa* Verrill, 1869) y *Eugorgia*, seguidas de la estrella *Pentaceraster cumingi* (Gray, 1840) y *Leptogorgia alba* (Duchassaing & Michelotti, 1864) fueron las más abundantes (MS 2). El coral negro *Antipathes galapagensis* Deichmann, 1941 aportó 14% a la cobertura.

Los índices de la estructura de la comunidad varían entre localidades y profundidad; en El Bajo hay mayor abundancia en la zona mesofótica, mientras que en Los Islotes y Punta Lobos hay mayor número de organismos en la zona somera, aunque con una amplia variación. El número de especies fue muy similar entre la zona mesofótica y la somera, salvo en Punta Lobos que fue menor en la somera. La diversidad más alta se registró en la zona somera de El Bajo, mientras que la más baja fue en la somera de Punta Lobos. Análogamente, la dominancia más baja se registró en la zona somera de El Bajo y la más alta en Punta Lobos (Fig. 7).

El escalamiento multidimensional no métrico (Fig. 8) no muestra agrupamiento ni por localidades ni por profundidad, el estrés más bajo (0.10) se alcanza con tres dimensiones y las muestras que más contribuyen (3.7%) provinieron de Los Islotes, aunque el porcentaje está bastante distribuido entre las 84 muestras que se emplearon para el análisis (las muestras en las que no se encontraron organismos no fueron consideradas; Fig. 8).

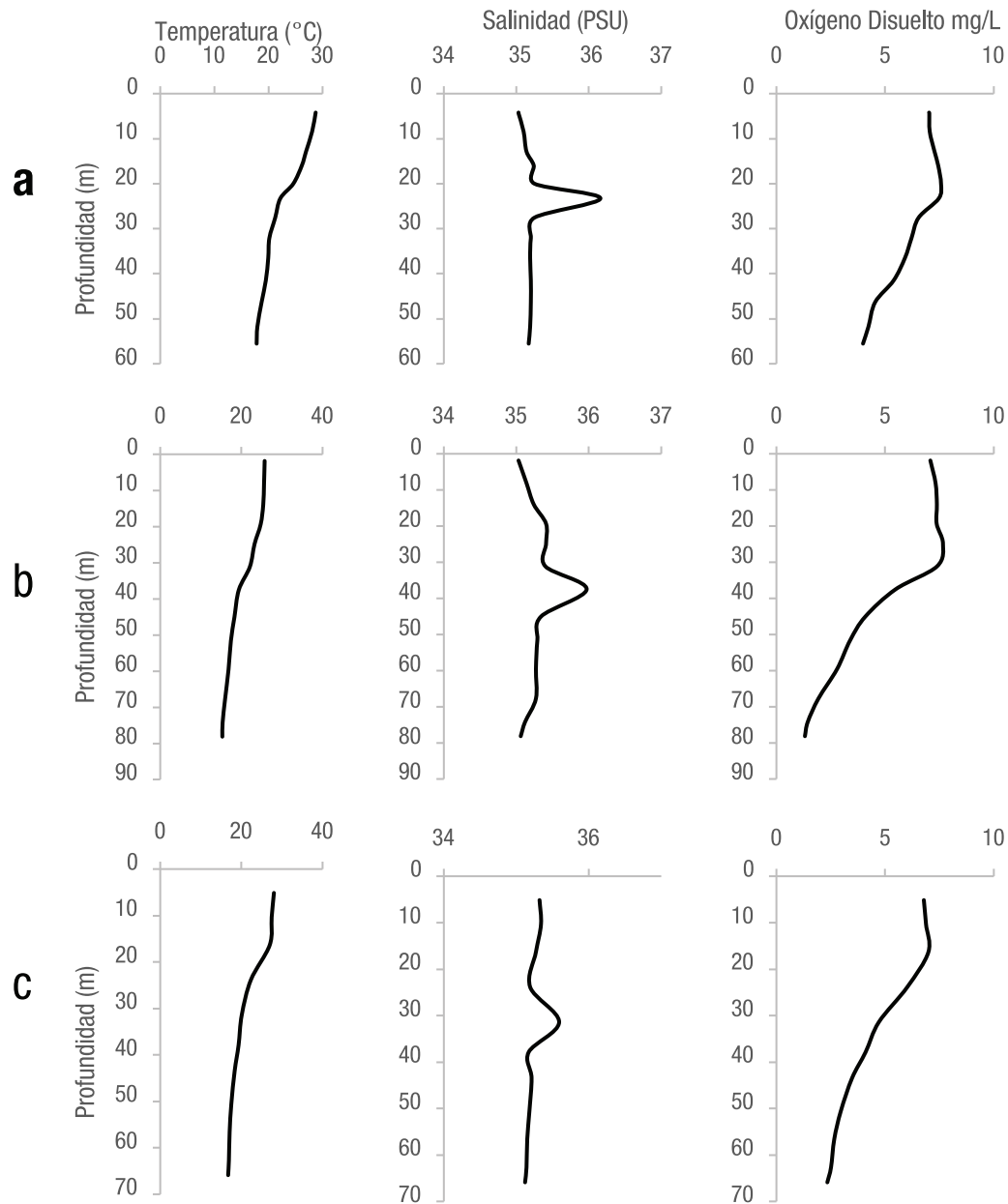


Figura 4. Perfiles de temperatura (°C), salinidad y oxígeno (mg/L) disuelto en la zona del archipiélago de Espíritu Santo en junio de 2021; a) El Bajo, b) Los Islotes, c) Punta Lobos.

El índice de función arrecifal (IFA) más alto (0.65) y el más bajo (0.16) se registraron en la zona somera de Punta Lobos. En la Figura 9 se observa que la mediana del IFA está por debajo de 0.40 lo que indica una baja complejidad estructural (Fig. 9).

DISCUSION

Los ecosistemas mesofóticos en los que predominan organismos foto-dependientes se encuentran principalmente en aguas claras oligotróficas (Caribe, Indo Pacífico, Gran Barrera; Baker *et al.*, 2016), y ese no

es el caso del Pacífico oriental tropical. La zona mesofótica del Pacífico mexicano todavía está poco explorada; Hollarsmith *et al.* (2020) caracterizaron las comunidades de peces en Revillagigedo y en la Bahía de La Paz, y resaltan que las comunidades de peces dependen del hábitat biogénico. Posteriormente, Velasco-Lozano *et al.* (2020) compararon ensamblajes de peces en fondos arenosos y arrecifes rocosos de islas continentales del Golfo de California con islas oceánicas del archipiélago Revillagigedo, encontrando valores más altos de los índices funcionales en arrecifes rocosos de las islas oceánicas en comparación con hábitats arenosos.

Con respecto al bentos, los estudios son aún más escasos que los de especies pelágicas (Baker *et al.*, 2016; Lauer & Reaka, 2022). La riqueza encontrada en la zona mesofótica del archipiélago Espíritu Santo (55 especies) puede considerarse alta, pues González-Medina *et al.* (2006) sólo encontraron 32 especies asociadas a fondos rocosos en cuatro expediciones de muestreo. Tripp-Quezada *et al.* (2022) reportan 102 especies de moluscos benthicos asociados a fondos arenosos, pero en 66 sitios de nueve localidades. En el caso de las gorgonias, que fue el grupo más abundante, Gamero-Huayhua (2017) reporta una menor riqueza de especies en el sur del Golfo de California en comparación al norte, pero también una mayor abundancia a 20 m que en la zona somera, lo que concuerda con este trabajo. Esta alta abundancia de gorgonias coincide con lo reportado por Pérez-Castro *et al.* (2022) para

la zona mesofótica de islas continentales, como lo es el archipiélago Espíritu Santo. Esos autores también señalan que decrece la cobertura de corales dependientes de la luz y en este trabajo encontramos que el coral negro *A. galapagensis* es el de mayor cobertura en la zona mesofótica. Esto apoya la hipótesis de que hay un reemplazo de especies a lo largo de un gradiente de profundidad y no tanto un cambio en el número de especies. Con respecto a las especies de importancia comercial, únicamente se observaron nueve ejemplares de pepino de mar café *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875), siete se encontraron a menos de 30 m de profundidad, uno a 35 m y otro a 53 m. Esto es, la abundancia es tan baja que la zona mesofótica no puede considerarse un refugio al menos para esta especie.

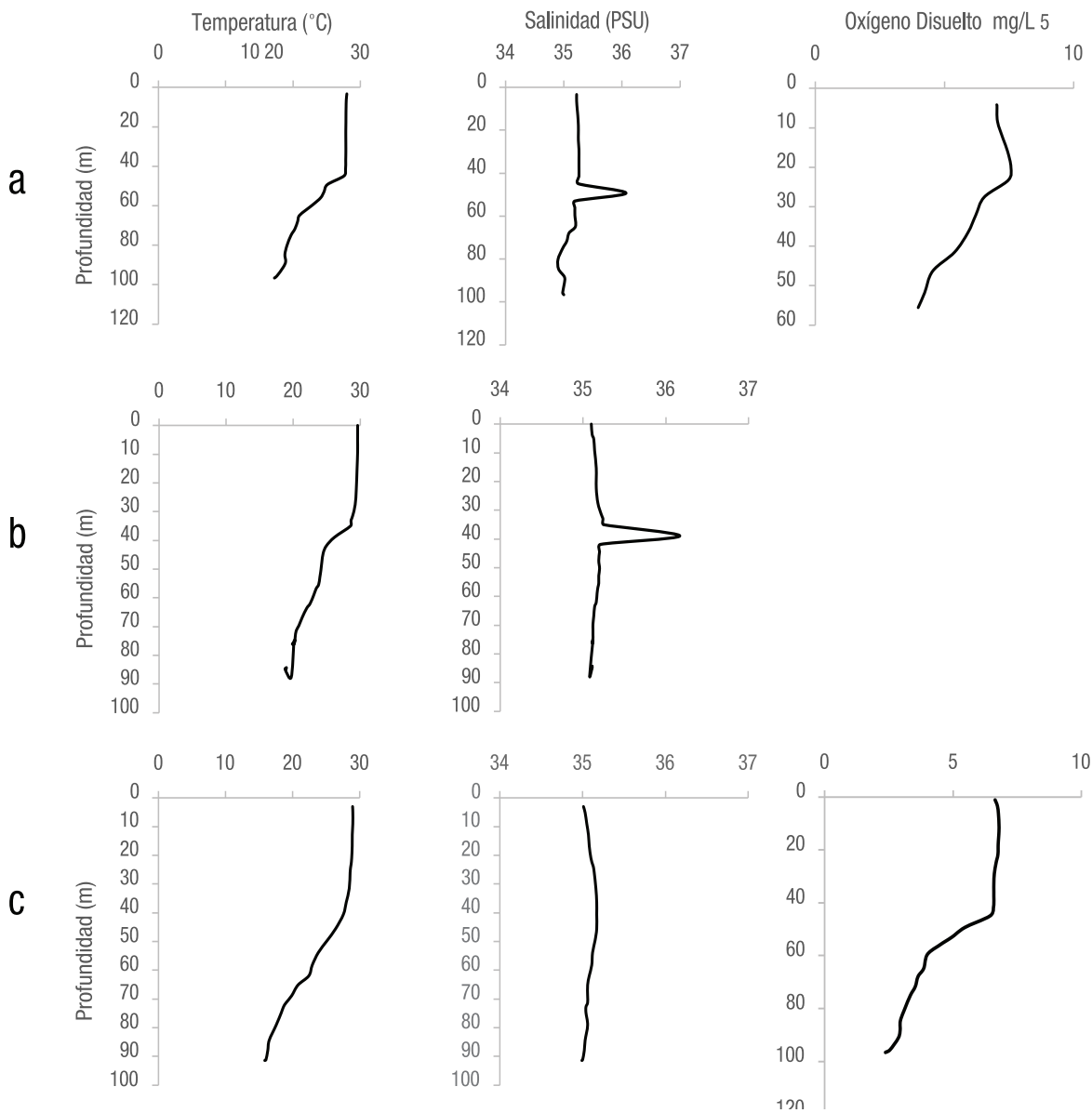


Figura 5. Perfiles de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto en la zona del archipiélago de Espíritu Santo en octubre de 2021; a) El Bajo, b) Los Islotes, c) Punta Lobos.

Por otra parte, los ensamblajes de especies bénticas muestran poca similitud tanto dentro de una misma localidad como entre estratos de profundidad (Fig. 8). Esto sugiere que funcionan como unidades independientes, a diferencia a lo que proponen Ramírez-Ortiz *et al.* (2020) para el caso de la ictiofauna en el PNZMAES que lo consideran como una unidad.

A pesar de que la abundancia de las especies de coral dependientes de la luz disminuye con la profundidad, en este trabajo encontramos valores del índice de función arrecifal tan altos como 0.65 (el IFA va de 0 a 1). Este valor está cercano a 0.71 encontrado por Cabral-Tena *et al.* (2020) como promedio en Bahías de Huatulco, aún y cuando la cobertura es mucho más baja en el Golfo de California, lo que sugiere una buena complejidad estructural en la zona somera de Punta Lobos.

Aunque en este trabajo no se hicieron análisis genéticos o reproductivos, una de las premisas de la hipótesis del refugio profundo es que las comunidades mesofóticas proveen de propágulos a las de la zona somera (Lesser *et al.*, 2009). En los arrecifes mesofóticos de las Islas Vírgenes, Bloomberg & Holstein (2021) encontraron que *Montastraea cavernosa* provee de propágulos a los arrecifes someros. Más aun, después del paso de los huracanes Irma y María en 2017 y la

aparición de la enfermedad de la pérdida de tejido (SCTLD, por sus siglas en inglés) las poblaciones de la zona mesofótica permanecieron estables. Por otra parte, Bongaerts *et al.* (2017) encontraron que mientras que el genoma de *Agaricia fragilis* Dana, 1846 es distinto entre colonias de la zona mesofótica en comparación con las de la zona somera, *Stephanocoenia intersepta* (Esper, 1975) tiene alta conectividad vertical, por lo que concluyen que la hipótesis del refugio profundo se cumple para algunas especies, pero no puede tomarse como un fenómeno general del ecosistema.

La detección de la oxiclina a profundidades tan bajas como 20 m es un preocupante indicador de que la capa mínima de oxígeno se está haciendo más somera. Cepeda-Morales *et al.* (2013) atribuyen la distribución de la capa mínima de oxígeno al sur de los 20° a la mezcla lateral entre el agua de la Corriente de California y la subsuperficial tropical. El calentamiento del Pacífico tropical ya está ocurriendo (Ying *et al.*, 2022) y en consecuencia la disolución del oxígeno disminuye, lo que acarrea efectos sobre los ciclos biogeoquímicos de los que dependen los ecosistemas. Asimismo, el relativo bajo valor de Ω aragonita (casi 2.4) en El Bajo, podría afectar la calcificación de organismos como los corales (Kleypas *et al.*, 1999).

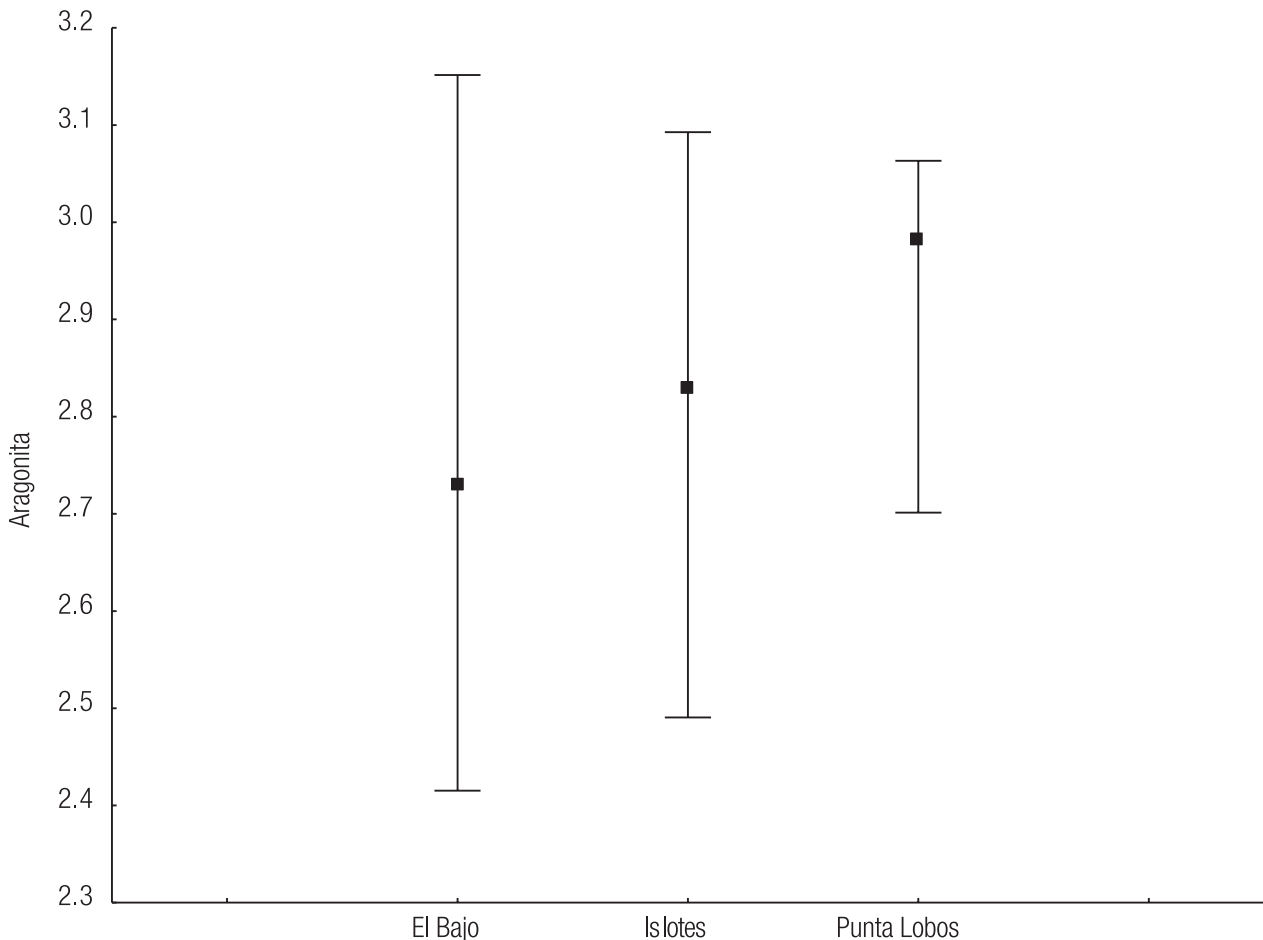


Figura 6. Mediana (cuartiles 25 – 75%) de Ω Aragonita en la columna de agua. Los datos corresponden al muestreo de octubre de 2021.

En conclusión, la variación espacial tanto de variables ambientales como biológicas detectada entre sitios de una misma localidad limita afirmar que los ecosistemas mesofóticos puedan fungir como refugio ante perturbaciones antropogénicas o derivadas del cambio climático. Aun así, para mantener el funcionamiento de los ecosistemas someros, es recomendable proteger también los mesofóticos (Loiseau *et al.*, 2022). Por tanto, es perentorio hacer más investigación en la búsqueda de medidas de mitigación y adaptación ante los efectos del cambio climático.

AGRADECIMIENTOS

Este es un proyecto de ciencia de frontera (CONACYT-CF2019-39210) en el que participan estudiantes e investigadores de varias instituciones. E. Morales compiló los datos de satélite, D. López elaboró el mapa y con P. Silva identificaron las especies bénticas, R. Cabral calculó el IFA y O. Norzagaray analizó el sistema de carbonatos. Los comentarios de tres revisores y del editor en línea mejoraron sustancialmente este trabajo. Los muestreos fueron llevados a cabo con la debida no objeción de la Dirección del PNZMAES.

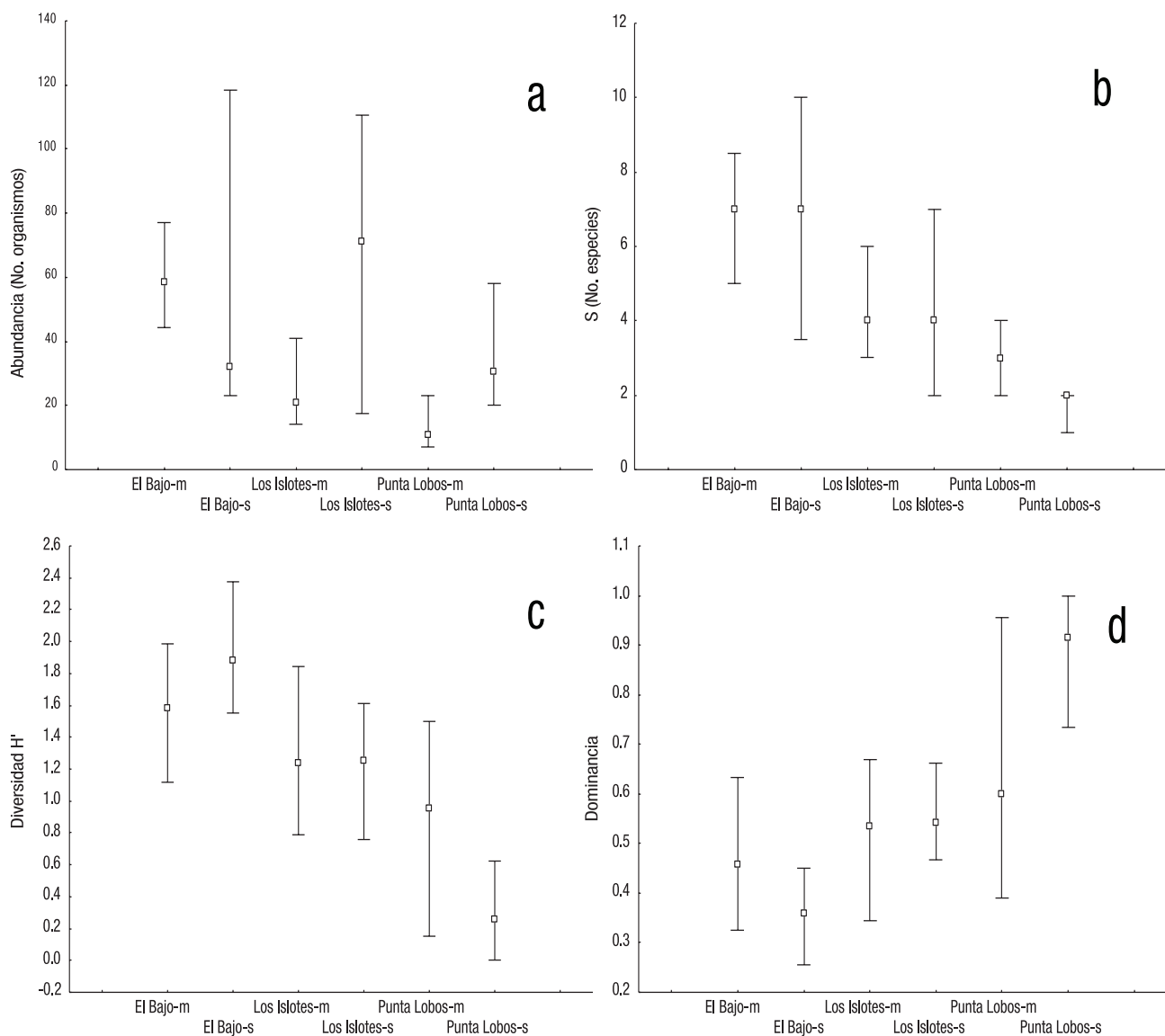


Figura 7. Mediana (cuartiles 25 – 75%) a) abundancia (N = cantidad de individuos), b) riqueza (S = número de especies), c) diversidad (H' = índice de Shannon base 2) y d) dominancia (índice de Simpson) de los organismos bénticos en los sitios de estudio; la **m** después del nombre indica mesofótico y **s** somero.

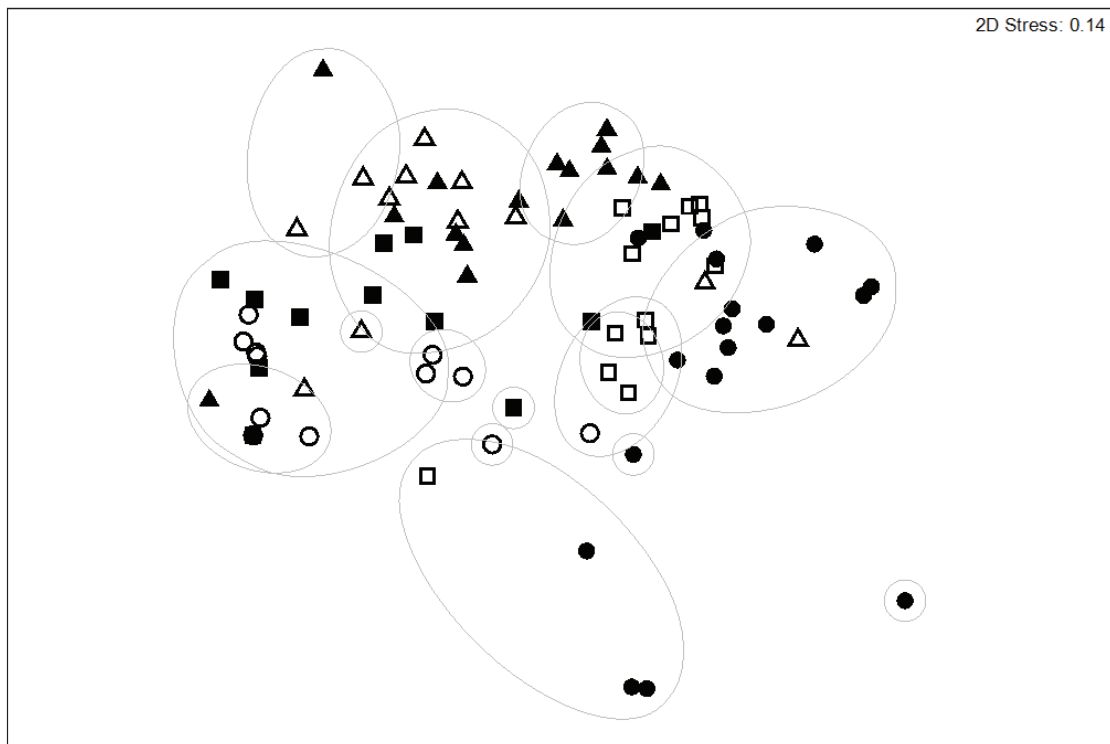


Figura 8. Escalamiento multidimensional no métrico mostrando el agrupamiento de muestras al 20% de similitud (Bray-Curtis). Las figuras rellenas corresponden a la zona mesofótica y las vacías a la somera. Triángulo = El Bajo; cuadrado = Los Islotes; círculo = Punta Lobos.

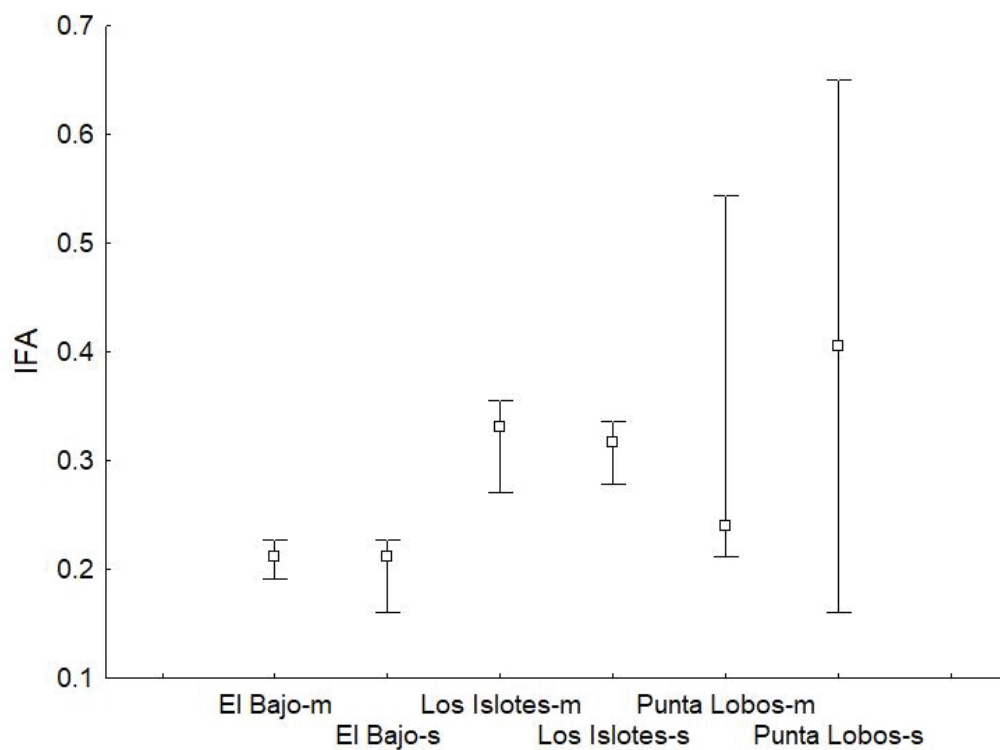


Figura 9. Mediana (cuartiles 25 – 75%) del Índice de Función Arrecifal en el Archipiélago Espíritu Santo, BCS. La **m** después del nombre indica mesofótico y **s** somero.

REFERENCIAS

- BAKER, E.K., K.A. PUGLISE & P.T. HARRIS (EDS). 2016. *Mesophotic coral ecosystems — A lifeboat for coral reefs?* The United Nations Environment Programme and GRID-Arendal, Nairobi and Arendal, 98 p.
- BLOOMBERG, J. & D.M. HOLSTEIN. 2021. Mesophotic coral refuges following multiple disturbances. *Coral Reefs* 40(3): 821–834. DOI: 10.1007/s00338-021-02087-w
- BONGAERTS, P., T. RIDGWAY, E. SAMPAYO & O. HOEGH-GULDBERG. 2010. Assessing the 'Deep Reef Refugia' hypothesis: focus on Caribbean reefs. *Coral Reefs* 29: 309–327. DOI: 10.1007/s00338-009-0581-x
- BONGAERTS, P., C. RIGINOS, R. BRUNNER, N. ENGLEBERT, S.R. SMITH & O. HOEGH-GULDBERG. 2017. Deep reefs are not universal refuges: reseed potential varies among coral species. *Science Advances* 3(2): e1602373. DOI: 10.1126/sciadv.1602373
- CABRAL-TEÑA, R.A., A. LÓPEZ-PÉREZ, L. ALVAREZ-FILIP, F. J. GONZÁLEZ-BARRIOS, L. E. CALDERON-AGUILERA & C. APARICIO-CID. 2020. Functional potential of coral assemblages along a typical Eastern Tropical Pacific reef tract. *Ecological Indicators* 119. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106795
- CEPEDA-MORALES, J., G. GAXIOLA-CASTRO, E. BEIER & V.M. GODÍNEZ. 2013. The mechanisms involved in defining the northern boundary of the shallow oxygen minimum zone in the eastern tropical Pacific Ocean off Mexico. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 76: 1–12. DOI: 10.1016/j.dsr.2013.02.004
- CLARK, K. R. & R. N. GORLEY. 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*. PRIMER-E. Plymouth. 190 pp.
- EYAL, G., R. TAMIR, N. KRAMER, L. EYAL-SHAHAM & Y. LOYA. 2019. The Red Sea: Israel. In: Loya Y, K.A. Puglise & T.C.L. Bridge (eds). *Mesophotic coral ecosystems*. Springer, New York, pp 199–214.
- GAMERO-HUAYHUA, D.A. 2017. Estructura de la Comunidad de Abanicos de Mar (Cnidaria: Octocorallia) del Golfo de California. Tesis de Maestría en Ciencias, UABCS, La Paz. 76 pp.
- 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. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.08.038
- GLYNN, P.W. 1996. Coral reef bleaching: facts, hypotheses, and implications. *Global Change Biology* 2(6): 495–509. DOI: 10.1111/j.1365-2486.1996.tb00063.x
- GONZÁLEZ-MEDINA, F. J., O.E. HOLGUÍN-QUIÑONES & G. DE LA CRUZ-AGÜERO. 2006. Variación espaciotemporal de algunos macroinvertebrados (Gastropoda, Bivalvia y Echinodermata) de fondos someros del Archipiélago Espíritu Santo, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas* 32(1 A): 33–44. DOI: 10.7773/cm.v32i1.67
- HOLLARSMITH, J. A., G. RAMÍREZ-ORTIZ, T. WINQUIST, M. VELASCO-LOZANO, K. DUBOIS, H. REYES-BONILLA, K. C. NEUMANN & E. D. GROSHOLZ. 2020. Habitats and fish communities at mesophotic depths in the Mexican Pacific. *Journal of Biogeography* 47(7): 1552–1563. DOI: 10.1111/jbi.13842
- KEPPEL, G., K.P. VAN NIEL, G.W. WARDELL-JOHNSON, C.J. YATES, M. BYRNE, L. MUCINA, A.G. SCHUT, S.D. HOPPER & S.E. FRANKLIN. 2012. Refugia: identifying and understanding safe havens for biodiversity under climate change. *Global Ecology and Biogeography* 21(4): 393–404. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2011.00686.x
- KLEYPAS, J. A., R.W. BUDDEMEIER, D. ARCHER, J.P. GATTUSO, C. LANGDON & B.N. OPDYKE. 1999. Geochemical consequences of increased atmospheric carbon dioxide on coral reefs. *Science* 284(5411): 118–120. DOI: 10.1126/science.284.5411.118
- LAUER, D. A. & M. L. REAKA. 2022. Depth distributions of benthic and pelagic species highlight the potential of mesophotic and deep habitats to serve as marine refugia. *Marine Ecology Progress Series* 700: 39–52. DOI: 10.3354/meps14180
- LESSER, M. P., M. SLATTERY & J.J. LEICHTER. 2009. Ecology of mesophotic coral reefs. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 375(1–2): 1–8. DOI:10.1016/j.jembe.2009.05.009
- LOISEAU, N., S. VILLÉGER, C. LE BOZEC, M. GIMENEZ, S.L. KAWAHARA & T. CLAVERI. 2022. Mesophotic reefs are not refugia for neither taxonomic nor functional diversity of reef fishes. *Coral Reefs*: 1–13. DOI: 10.1007/s00338-022-02311-1
- LOYA, Y., G. EYAL, T. TREIBITZ, M.P. LESSER & R. APPELDOORN. 2016. Theme section on mesophotic coral ecosystems: advances in knowledge and future perspectives. *Coral Reefs* 35: 1–9. DOI: 10.1007/s00338-016-1410-7
- NASA (NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION) GODDARD SPACE FLIGHT CENTER, OCEAN ECOLOGY LABORATORY, OCEAN BIOLOGY PROCESSING GROUP. 2022. Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) Aqua Data; NASA OB. DAAC, Greenbelt, MD, USA. Available online at <https://oceancolor.gsfc.nasa.gov/data/aqua/> (downloaded August 13, 2022).
- PÉREZ-CASTRO, M.A., N. SCHUBERT, G. A. M. DE OCA, G. E. LEYTE-MORALES, G. EYAL & G. HINOJOSA-ARANGO. 2022. Mesophotic Coral Ecosystems in the Eastern Tropical Pacific: The current state of knowledge and the spatial variability of their depth boundaries. *Science of the Total Environment*: 806. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.150576
- RAMÍREZ-ORTIZ, G., H. REYES-BONILLA, E. F. BALART, D. OLIVER, L. HUATO-SOBERANIS, F. MICHELI & G. J. EDGAR. 2020. Reduced fish diversity despite increased fish biomass in a Gulf of California Marine Protected Area. *PeerJ*, 8: e8885. DOI: 10.7717/peerj.8885
- SEMARNAT-CONANP. 2014. *Programa de Manejo Parque Nacional exclusivamente la zona marina del Archipiélago de Espíritu Santo*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. México. 232 p.
- SMITH, T.B., P. W. GLYNN, J. L. MATÉ, L. T. TOTH & J. GYORY. 2014. A depth refugium from catastrophic coral bleaching prevents regional extinction. *Ecology* 95(6): 1663–1673. DOI:10.1890/13-0468.1
- TAMIR, R., G. EYAL, N. KRAMER, J. H. LAVERICK & Y. LOYA. 2019. Light environment drives the shallow-to-mesophotic coral community transition. *Ecosphere* 10(9). DOI:10.1002/ecs2.2839
- TRIPP-QUEZADA, A., A. BOSCH-CALLAR, A. TRIPP-VALDEZ, M. A. TRIPP-VALDEZ, M. VILLALEJO-FUERTE & N. CAPETILLO-PIÑAR. 2022. Spatial variation of assemblages of soft-bottom benthic mollusks from Espíritu Santo archipelago, Gulf of California, Mexico. *Hidrobiológica* 32(1): 1–16. DOI: 10.24275/uam/izt/dcbshidro/2022v32n1/Tripp
- VELASCO-LOZANO, M. F., G. RAMÍREZ-ORTIZ, H. REYES-BONILLA & J. A. HOLLARSMITH. 2020. Fish assemblages at mesophotic depths in the Pacific: A comparison between continental and oceanic islands of Mexico. *Ciencias Marinas* 46(4): 321–342. DOI:10.7773/cm.v46i4.3112
- Ying, J., M. W. Collins, A. Cai, P. Timmermann, D. Huang Chen & K. Stein. 2022. Emergence of climate change in the tropical Pacific. *Nature Climate Change* 12(4): 356–364. DOI: 10.1038/s41558-022-01301-z

Funcionalidad física como indicador de disponibilidad de hábitat en Islas Marietas, Nayarit, México

Physical functionality as an indicator of habitat availability in Islas Marietas, Nayarit, Mexico

Luis Mario Montalvo-Jaramillo¹, Alma Paola Rodríguez Troncoso², Amilcar Leví Cupul Magaña², Rafael A. Cabral-Tena^{1*}

Recibido: 31 de octubre de 2022.

Aceptado: 22 de junio de 2023.

Publicado: agosto de 2023.

RESUMEN

Antecedentes. Pocas investigaciones emplean la diversidad funcional y el Índice de Función Arrecifal (IFA) para evaluar el estado de las comunidades arrecifales. **Objetivo.** Evaluar la funcionalidad física como indicador de disponibilidad de hábitat de peces y su relación con la diversidad funcional. **Métodos.** La funcionalidad física del arrecife se evaluó mediante el IFA integrando datos de cobertura coralina, complejidad estructural y tasa de calcificación. La estructura de los ensamblajes de peces se analizó mediante el cálculo de índices de diversidad funcional (riqueza, equidad y divergencia) con base en seis atributos funcionales (tamaño corporal, movilidad, periodo de actividad, tipo de agregación, posición en la columna de agua y dieta). La relación entre la diversidad funcional del ensamblaje y el IFA se evaluó mediante un análisis de regresión lineal. **Resultados.** La Zona de Restauración presentó los valores más altos en el IFA; por el contrario, Túnel Amarradero presentó los valores más bajos. En ambos sitios se observó una mayor presencia de *Pocillopora verrucosa*. La diversidad funcional presentó los valores más bajos en los tres índices funcionales en la Zona de Restauración. Los análisis de regresión lineal no fueron significativos. **Conclusiones.** No se encontró una relación lineal entre el IFA y la diversidad funcional, esto puede atribuirse a que en sitios con baja cobertura coralina como Islas Marietas, la diversidad funcional de peces presenta una débil relación con la tridimensionalidad otorgada por los corales. Lo anterior debido a que, en sitios con baja cobertura coralina, otros elementos estructurales (características geológicas y sustratos rocosos) podrían proveer de esas estructuras tridimensionales.

Palabras clave: Arrecife, diversidad funcional, Índice de Función Arrecifal, Pacífico mexicano.

ABSTRACT

Background. Few investigations use functional diversity and the reef functional index (IFA) to assess the state of reef communities. **Objectives.** Evaluate physical functionality as an indicator of fish habitat availability and its relationship with functional diversity. **Methods.** The physical functionality of the reef was evaluated using the IFA, integrating data on coral cover, structural complexity, and calcification rate. The structure of the fish assemblages was analyzed by calculating functional diversity indices (richness, evenness, and divergence) based on six functional traits (body size, mobility, activity period, type of aggregation, position in the water column, and diet). The relationship between functional diversity and IFA was evaluated using linear regression analysis. **Results.** Área de Restauración showed the highest values in the IFA; on the contrary, Túnel Amarradero presented the lowest values. In both sites, a greater presence of *Pocillopora verrucosa* was observed. Functional diversity presented the lowest values in the three functional indices in Área de Restauración. Linear regression analyses were not significant. **Conclusions.** No linear relationship was found between the IFA and functional diversity; this can be attributed to the fact that in sites with low coral cover, such as Islas Marietas, the functional diversity of fish presents a weak relationship with the three-dimensionality provided by corals since in sites with low coral cover, other structural elements (geologic features and rock substrates) could promote these three-dimensional structures.

Keywords: Reef, functional diversity, reef functional index, Mexican Pacific.

¹ Departamento de Ecología Marina, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, Zona Playitas, Ensenada, Baja California, 22860. México

² Laboratorio de Ecología Marina, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara. Avenida Universidad de Guadalajara 203, col. Los Tamarindos, Puerto Vallarta, Jalisco, 48280. México

*Corresponding author:

Rafel A. Cabral-Tena : e-mail: rcabral@cicese.mx

To quote as:

Montalvo-Jaramillo, L. M., A. P. Rodríguez Troncoso, A. L. Cupul Magaña & R. A. Cabral-Tena. 2023. Funcionalidad física como indicador de disponibilidad de hábitat en Islas Marietas, Nayarit, México. *Hidrobiológica* 33 (2): 149-156.

DOI:10.24275/BDTE3481

INTRODUCCIÓN

Los corales contribuyen con un rango amplio de funciones ecosistémicas clave en los arrecifes tropicales, incluyendo calcificación, fotosíntesis, reciclaje de nutrientes y provisión de hábitat (Cabral-Tena *et al.*, 2020). Dentro de las funciones clave que desempeñan los corales escleractinios se encuentra la construcción del arrecife, dicha característica otorga una funcionalidad física, entendida como su capacidad de crear estructuras tridimensionales como resultado de la precipitación de carbonato de calcio. La funcionalidad física del ecosistema está determinada por tres propiedades fundamentales de cada especie de coral hermatípico: la abundancia, la tasa de calcificación y la complejidad estructural (González-Barrios *et al.*, 2021).

Para mejorar el entendimiento sobre el estado de las funciones que se desempeñan dentro del ecosistema, se ha empleado la ecología funcional, la cual permite detectar posibles cambios en las funciones (reciclaje de nutrientes, regulación de cadena alimenticia y flujos de energía) y los procesos ecosistémicos (Mouillot *et al.*, 2013). Esta aproximación basada en atributos funcionales se centra en las características morfológicas, fisiológicas o comportamentales de las especies, las cuales se miden a nivel individual (especie) y reflejan el desempeño biológico de un organismo en el ecosistema (Violle *et al.*, 2007). A partir de ambos enfoques (taxonómico y funcional), se pueden detectar cambios en la estructura de las comunidades, sin embargo, el enfoque funcional ha demostrado ser más sensible ante perturbaciones ambientales que afectan ciertos rasgos o atributos (Rincón-Díaz *et al.*, 2018). La evaluación de las funciones ecosistémicas basada en atributos provee un marco de referencia para entender la dinámica de las comunidades, particularmente en el contexto de cambio climático y la pérdida de biodiversidad, revelando las respuestas de la comunidad frente a perturbaciones naturales y antropogénicas (González-Barrios & Álvarez-Filip, 2018).

La diversidad funcional se define como las diferencias en atributos funcionales entre los organismos presentes en una comunidad, de gran importancia para varios procesos ecológicos e impactando directamente en el equilibrio dinámico, dinámica de la comunidad y sus procesos ecológicos (De Bello *et al.*, 2021). Este tipo de diversidad posee varios componentes tales como: la riqueza funcional (el volumen del espacio multidimensional ocupado por todas las especies en una comunidad dentro del espacio funcional), la equidad funcional (la regularidad de la distribución y abundancia relativa de especies en el espacio funcional para una comunidad determinada) y la divergencia funcional (la proporción de la abundancia total soportada por las especies con los valores de los atributos más extremos dentro de una comunidad) (Mouillot *et al.*, 2013). Dichos elementos son complementarios y describen diferentes características de cómo se distribuyen los valores de los atributos de las especies de una comunidad dentro del espacio funcional (Mouillot *et al.*, 2013; De Bello *et al.*, 2021).

Respecto a los análisis funcionales y taxonómicos, los peces de arrecife son un buen modelo de estudio ya que es un grupo relativamente bien conocido taxonómica y ecológicamente, son sumamente diversos y desempeñan diversas e importantes funciones ecológicas, las cuales son de relevancia para el mantenimiento de los arrecifes. Por ejemplo, los grandes herbívoros son importantes en la remoción de sedimentos, bioerosión y regulación de la cobertura algal, mientras que, las especies depredadoras juegan un papel importante para la biomasa de peces, regulando la cadena alimentaria (Olivier *et al.*, 2018). Con-

currentemente, los ensamblajes de peces son un buen indicador para evaluar y monitorear los cambios dentro de un ecosistema (Morales-de Anda *et al.*, 2020) pues se ha demostrado que la degradación de colonias de coral, así como cambios en su abundancia, genera cambios en la composición de los ensamblajes de especies de peces en arrecifes coralinos. Lo anterior indica que, debido a su respuesta a cambios en el ambiente, amplia distribución y gran diversidad, los ensamblajes de peces deben ser considerados como potenciales indicadores clave del estado de salud del ecosistema. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar la funcionalidad física como indicador de disponibilidad de hábitat y su relación con la diversidad funcional de peces.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: El Parque Nacional Islas Marietas, Nayarit, México se localiza en el extremo noroeste de Bahía de Banderas (20°42'47"-20°41'11" N, 105°33'18"-105°36'00" O) (Fig. 1) (CONANP-SEMARNAT, 2007; Sotelo-Casas *et al.*, 2014). La temperatura superficial del mar promedio es de 26.4 °C, con una mínima de 23 °C en marzo y una máxima de 30 °C en septiembre. Esta zona se encuentra influenciada por la Corriente de California que acarrea aguas frías del norte hacia el sur (18 - 21 °C) de enero a mayo, la Corriente Costera Mexicana que lleva aguas cálidas desde el sur al norte (27 - 31 °C) de junio a diciembre y la corriente del Golfo de California que trae aguas cálidas (> 34.9 °C) de septiembre a octubre con gran salinidad a mediados del verano (Sotelo-Casas *et al.*, 2014; Cosain-Díaz *et al.*, 2021). La salinidad promedio es de 35 ups, con su pico máximo en diciembre (36 ups) y mínimo en septiembre (30.2 ups). El pH es casi constante a lo largo del año (CONANP-SEMARNAT, 2007; González-Pabón *et al.*, 2021).

El archipiélago de Islas Marietas está delimitado por una isobata de los 20 m; de manera particular, las islas Larga (comprendiendo los sitios: Cueva del Muerto, Zona de Restauración, Zona de Restauración Sur) y la Redonda (comprendiendo los sitios: Túnel Amarradero, Plataforma Pavona y Playa Amor) por la isobata de los 10 m. Tanto en Isla Larga como en Isla Redonda, el oleaje es más intenso en la parte de sotavento (parte sur y oeste de ambas islas). La parte de barlovento (norte y este de ambas islas) presenta condiciones de oleaje menos intenso; por ello, son las zonas más visitadas por embarcaciones al ser áreas con menor oleaje (CONANP-SEMARNAT, 2007). Respecto a la cobertura coralina de ambas islas, los corales se encuentran distribuidos principalmente en la parte este y en algunas caletas de la parte oeste de Isla Larga, la cual presenta mayor riqueza de corales pétreos que Isla Redonda. El género *Pocillopora* es el de mayor representación de corales pétreos para ambas islas, distribuyéndose en ambas, casi desde la superficie. Por otro lado, las comunidades de *Pavona gigantea* (Verrill, 1869) se distribuyen en el lado este de ambas islas, con agrupaciones de mayor tamaño en la Isla Redonda (Cupul-Magaña *et al.*, 2000).

Trabajo de campo y datos biológicos: Durante mayo de 2021, se realizaron 30 censos visuales submarinos mediante transectos paralelos a la línea de costa (25 m de largo por 4 m de ancho), entre 2 y 20 m de profundidad, en seis sitios localizados en Islas Marietas (promedio de cinco transectos por sitio) para la caracterización del ecosistema arrecifal. Para cada transecto, se registraron los componentes del sustrato cada cuatro metros mediante un cuadrante de 1 m² con el objetivo de caracterizar el tipo de fondo: arena, roca, especie de coral y grupo algal. Con estos datos, se obtuvo la cobertura coralina a partir del porcentaje

de cobertura registrado para cada especie de coral por transecto. Para caracterizar la ictiofauna, se realizaron censos visuales, en donde se registró la especie, talla y abundancia por transecto (100 m² por transecto). Se estimó la biomasa de cada individuo a partir de la estimación de talla en campo, utilizando la fórmula: $P = aL^b$ (P = peso en gramos; L = talla en cm por individuo; a y b = constantes peso-longitud, extraídas de Froese & Pauly (2022).

Tasa de calcificación: Debido a las variaciones en el depósito de carbonato de calcio por especie de coral según su morfología, la tasa de calcificación fue determinada usando la información publicada sobre la tasa de extensión y densidad esquelética de cada especie en el sitio de muestreo (Tortolero-Langarica *et al.*, 2016, 2017, 2020). En cada sitio y para cada transecto, la morfología coralina fue evaluada mediante fotografías de la región apical de colonias seleccionadas aleatoriamente (de manera que todas las morfologías fueran representadas), con el fin de cuantificar el número de ramas y determinar el promedio de densidad de ramas por m². Adicionalmente, para los corales ramificados se midió el diámetro de las ramificaciones para estimar la tasa de calcificación debido a su morfología digitiforme. Para los corales masivos, especies con morfología paraboloide, se midieron el diámetro del eje máximo y la altura de cada colonia.

Complejidad estructural: La complejidad estructural fue determinada con base en el índice de rugosidad (IR) y la altura máxima de las colonias. Este índice contempla la relación entre la longitud del contorno desde el principio hasta el final de la colonia (V_{min}), y la distancia lineal a lo largo del eje máximo de la colonia (V_{max}) (Álvarez-Filip *et al.*, 2011).

El IR otorga un valor de 1 a una colonia de coral plana, aumentando este valor conforme aumenta la complejidad estructural; dicho índice no presenta un valor máximo (Cabral-Tena *et al.*, 2020).

Índice de función arrecifal: El Índice de Función Arrecifal (IFA) estima la capacidad de los corales escleractinios de crear estructuras tridimensionales a partir de estimaciones de complejidad morfológica, cobertura y tasa de calcificación (González-Barrios *et al.*, 2021).

El IFA se calculó con base en los promedios de cobertura, complejidad estructural y tasa de calcificación, escalando estas últimas variables (calcificación, índice de rugosidad (IR) y altura de la colonia) para estandarizar los datos en un rango de 0-1. Siendo y el valor de cada una de las variables para cada especie:

$$X = \frac{(y - \text{valormínimo})}{(\text{valormáximo} - \text{valormínimo})}$$

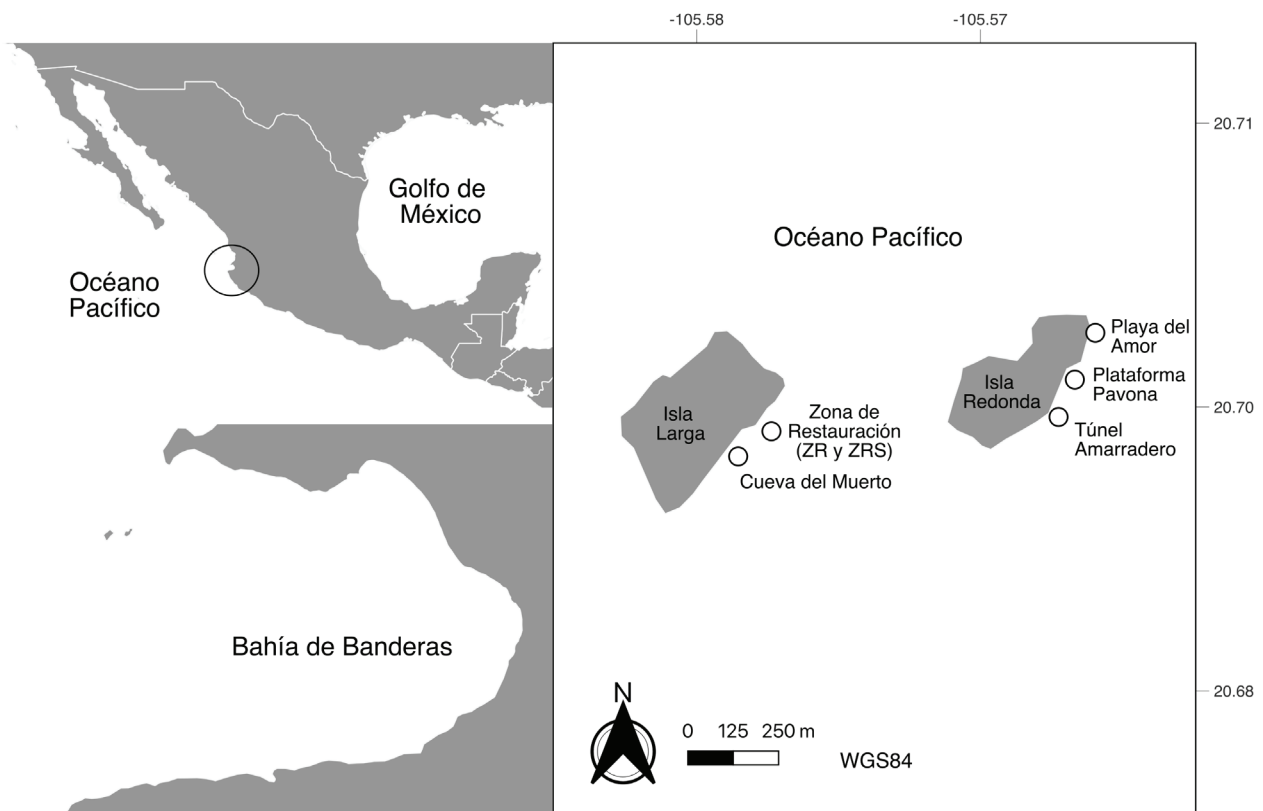


Figura 1. Mapa del área de estudio y sitios de muestreo. Zona de Restauración (ZR). Zona de Restauración Sur (ZRS).

Se promediaron las variables escaladas para la obtención del coeficiente funcional específico (CF) y se procedió con el cálculo del IFA a partir de la sumatoria de la cobertura de coral vivo (CCV_i) por el CF para cada sitio.

$$IFA = \sum \left(\frac{CCV_i}{100} \right) CF_i$$

Finalmente, se aplicó una raíz cuarta a los resultados obtenidos del IFA, así como la desviación estándar de los mismos, con el objetivo de facilitar la interpretación matemática. El IFA oscila en valores del 0 al 1; muestra valores cercanos a 0 (cero) en sitios con función arrecifal baja y valores cercanos a 1 en sitios con función arrecifal alta (Cabral-Tena *et al.*, 2020).

Atributos funcionales e índices de diversidad funcional: Para estimar la diversidad funcional de los ensamblajes de peces, cada especie registrada fue clasificada con base en seis atributos funcionales propuestos por Mouillot *et al.* (2014; Tabla I) relacionados con la biología de cada especie y las funciones ecológicas que éstas proveen dentro del ecosistema arrecifal. Los atributos funcionales fueron tanto nominales como ordinales: 1) longitud corporal estimada en campo (ordinal), 2) movilidad (ordinal), 3) periodo de actividad (nominal), 4) tipo de agregación (ordinal), 5) posición vertical en la columna de agua (ordinal) y 6) dieta (nominal).

Una “entidad funcional” o “grupo funcional” representa una combinación de atributos funcionales (Olán-González *et al.*, 2020), dichas entidades funcionales fueron transformadas en valores numéricos para la construcción de la matriz funcional de todo el ensamblaje de peces. Los índices de diversidad funcional fueron calculados a partir de la matriz funcional y mediante el uso de la paquetería *mFD* del lenguaje de programación R de acuerdo con lo descrito por Magneville *et al.* (2022).

Relación entre IFA e índices de diversidad funcional: Para determinar la relación entre el IFA y la diversidad funcional de los ensamblajes de peces se aplicaron modelos de regresión lineal simple mediante el uso de la paquetería *stats* y la función *lm* del lenguaje de programación R. Para estos modelos se utilizó el IFA por transecto como variable predictora, mientras que los índices de diversidad funcional (riqueza, equidad y divergencia) fueron las variables respuesta. Finalmente, se realizó un análisis de residuales para comprobar la robustez de cada modelo.

RESULTADOS

Índice de Función Arrecifal: La Zona de Restauración presentó los valores más altos de IFA (0.788; Fig. 2, Tabla II), siendo *Pocillopora verrucosa* Ellis & Solander, 1786, la especie que proporcionó el mayor porcentaje de cobertura coralina (24.8 %) y *Porites panamensis* Verrill, 1866, el menor (1.5 %). Por el contrario, Túnel Amarradero presentó los valores mínimos de IFA (0.297; Fig. 2, Tabla II), siendo *P. verrucosa* la que proporcionó el mayor porcentaje de cobertura coralina (2.7 %) y *Tubastraea coccinea* Lesson, 1830, el menor (0.03 %).

Índices funcionales: Los valores máximos de riqueza funcional se observaron en la Zona de Restauración Sur (0.359 ± 0.137; Fig. 2, Tabla II) en donde se registraron 33 especies pertenecientes a 19 familias, las cuales contribuyeron con 18 % de la biomasa total (biomasa en conjunto de todos los sitios de muestreo). Por el contrario, los valores mínimos se observaron en la Zona de Restauración (0.033 ± 0.017; Fig. 2, Tabla II) donde se observaron 18 especies de peces pertenecientes

a 12 familias, las cuales contribuyeron con 17 % de la biomasa total. Plataforma Pavona presentó los valores máximos de equidad funcional (0.592 ± 0.026; Fig. 2, Tabla II), mientras que la Zona de Restauración presentó los valores mínimos (0.516 ± 0.093; Fig. 2, Tabla II). Respecto a la divergencia funcional, Cueva del Muerto presentó los valores máximos (0.940 ± 0.038; Fig. 2, Tabla II), caso contrario a la Zona de Restauración donde se observaron los valores mínimos (0.836 ± 0.031; Fig. 2, Tabla II). Vale la pena recalcar que los valores más bajos de los índices funcionales empleados en el presente estudio fueron observados en la localidad Zona de Restauración.

Relación entre IFA e índices de diversidad funcional: Los modelos de regresión lineal simple no mostraron una relación lineal significativa ($p > 0.05$) entre el índice de función arrecifal y cada uno de los índices de diversidad funcional: riqueza funcional ($p = 0.344$), equidad funcional ($p = 0.088$) y divergencia funcional ($p = 0.611$).

DISCUSIÓN

El Índice de Función Arrecifal presentó su mayor valor en la Zona de Restauración (0.788) mientras que, el valor más bajo fue registrado en Túnel Amarradero (0.297). En ambos sitios, *P. verrucosa* fue la especie de coral que proporcionó el mayor porcentaje de cobertura. *Pocillopora verrucosa* contribuye con una complejidad estructural alta y una tasa de crecimiento alta; no obstante, el porcentaje de cobertura que se presentó en ambos sitios fue casi 10 veces mayor en la Zona de Restauración (sitio con valores máximos) con 24.8 % respecto a Túnel Amarradero (sitio con valores mínimos) con 2.7 %, lo que destaca el papel de la cobertura en el cálculo del IFA (Álvarez-Filip *et al.*, 2011; González-Barrios & Álvarez-Filip, 2018; Cabral-Tena *et al.*, 2020). La presencia de *P. verrucosa* como especie dominante en el sitio y con altos valores de IFA es congruente con lo reportado por Cabral-Tena *et al.* (2020) para el Pacífico Sur mexicano, donde los autores la clasifican dentro del grupo con mayor potencial de IFA debido a su alta tasa de calcificación e índice de rugosidad (complejidad estructural).

La riqueza funcional representa la cantidad del espacio funcional ocupado por una comunidad (Villegier *et al.*, 2008). La Zona de Restauración Sur presentó el valor más alto de riqueza funcional respecto al resto de los sitios de muestreo, lo que corresponde a la envolvente convexa (volumen funcional) de mayor volumen, que sugiere una mayor funcionalidad y cantidad de servicios ecológicos proporcionados por las especies presentes en el sitio. Dicho valor es superior a lo reportado por Olán-González *et al.* (2020) para el Pacífico Oriental Tropical, tanto para arrecifes de las costas de Huatulco (0.27) y La Paz (0.24).

El valor del índice de riqueza funcional (0.359) de la Zona de Restauración Sur puede estar relacionado con la riqueza de las especies presentes en sitio, puesto que los estudios realizados en Huatulco y La Paz presentaron una menor riqueza de especies (25 y 26 especies, respectivamente), mientras que el presente estudio registró 33 especies).

Respecto a la equitatividad funcional, Plataforma Pavona tuvo el valor ligeramente más elevado respecto al valor más bajo registrado en Zona de Restauración. No existe una diferencia notable en este indicador para los sitios que comprende el estudio, sin embargo, los valores oscilan cercanamente al valor medio que puede adquirir el índice por lo que no existe certeza respecto a homogeneidad o heterogeneidad en las biomasas de las especies dentro del espacio funcional (Villegier *et al.*, 2008). Por lo anterior, los valores obtenidos sugieren que la

uniformidad entre sitios es regular ya que no hay sitios donde la uniformidad sea más alta o más baja. Lo observado pudiera relacionarse a la temporalidad del periodo de estudio (mayo 2021), puesto que la equitatividad funcional tiende a ser una métrica de respuesta a una perturbación y a reflejar el grado de la misma; por lo tanto, cambios en la equitatividad funcional en respuesta a eventos ambientales, presiones antropogénicas constantes como turismo y pesca ilegal pudieran verse reflejadas en el índice (Mouillot *et al.*, 2013; Morales-de-Anda *et al.*, 2020). Por su parte, la divergencia funcional entre los seis sitios de muestreo fue alta, debido a que los valores de los índices fueron superiores a 0.83 (Tabla II), lo que sugiere que entre sitios, varios grupos funcionales son distintos y con ello, las funciones que éstos proveen al ecosistema (Villegier *et al.*, 2008).

Finalmente, no se encontró una relación lineal entre el IFA y la diversidad funcional de los ensamblajes de peces, probablemente atribuido a que los sitios poseen una baja cobertura coralina (menor al 13 %; CONANP-SEMARNAT, 2007) y, en estos, la diversidad funcional de peces presenta una débil relación con la tridimensionalidad otorgada por los corales, ya que si bien en el Pacífico mexicano el mejor predictor ecológico es estructural (i.e., IFA), en estos sitios con baja cobertura

coralina otros elementos estructurales del fondo como accidentes fisiográficos, características geológicas y sustratos rocosos podrían proveer tridimensionalidad al área (Morales-de-Anda *et al.*, 2020).

Por ello, se concluye que la funcionalidad física del arrecife no necesariamente influye en la estructura de los ensamblajes de peces, puesto que otras características geológicas y tipos de sustratos pueden suplir dicha tridimensionalidad en lugares con baja cobertura coralina.

AGRADECIMIENTOS

La elaboración de este estudio se realizó gracias al Posgrado de Ecología Marina del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), al Laboratorio de Ecología Marina (LEMAC) de la Universidad de Guadalajara, al proyecto CONACYT CF 2019/866397 “Evaluación de la función geo-ecológica de los arrecifes coralinos del Pacífico mexicano”, a la beca CONACYT de maestría otorgada a LMMJ (CVU 1136029) y a todos los revisores anónimos que enriquecieron con sus sugerencias el contenido de este manuscrito.

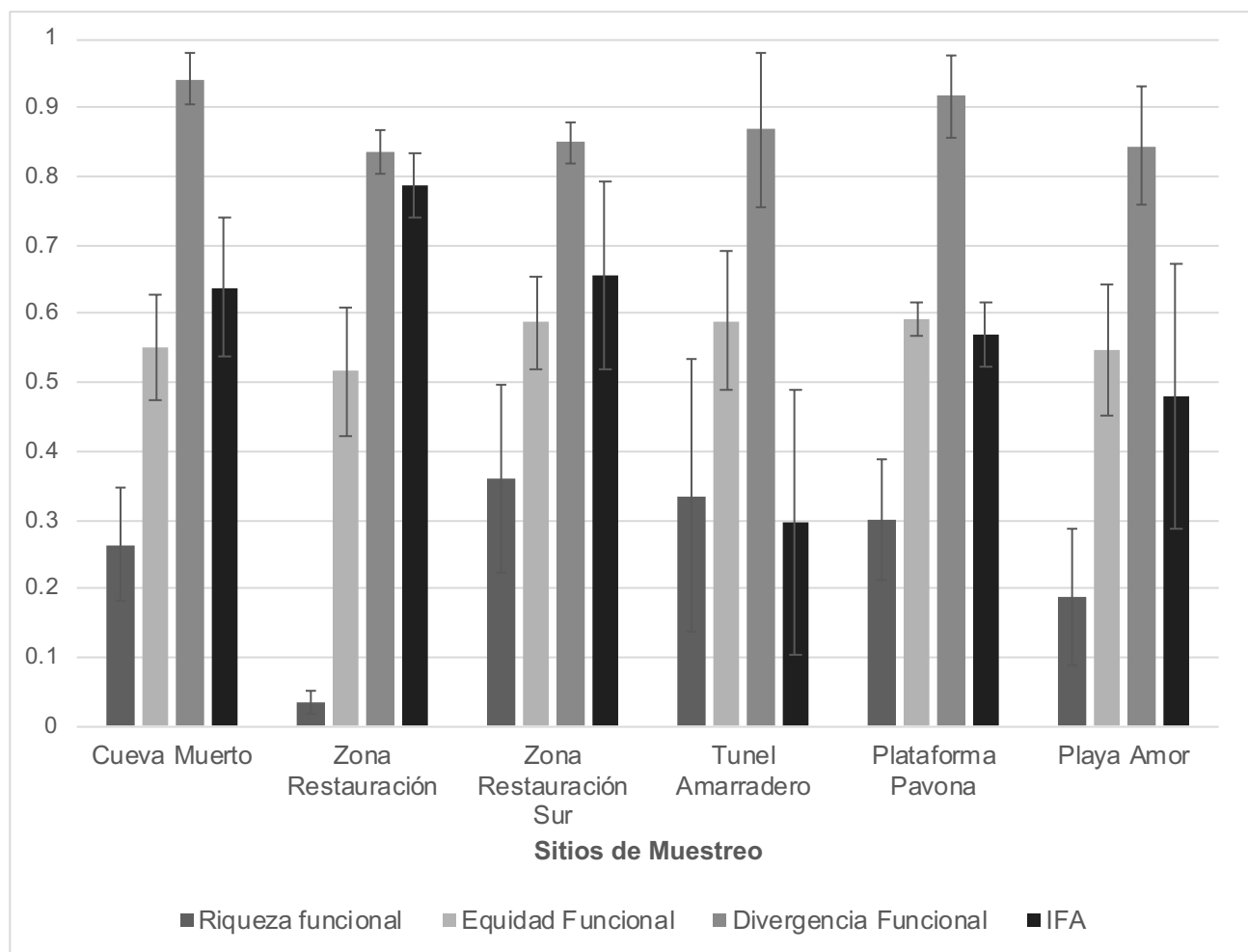


Figura 2. Índices de diversidad funcional (riqueza, equidad, divergencia) de los ensamblajes de peces e Índice de Función Arrecifal (IFA) de Islas Marietas, Nayarit.

Tabla I. Atributos funcionales seleccionados para evaluar la diversidad funcional de peces por sitio de muestreo. Las categorías empleadas para cada atributo fueron adaptadas de Mouillot *et al.* (2014).

Función ecosistémica	Atributo	Categorías
Revela información sobre el comportamiento alimenticio de las especies y el impacto en la cadena alimenticia debido a las interacciones depredador-presa (Halpern & Floeter, 2008; Costa, 2009).	Tamaño corporal (longitud total)	(1) 5 - 7 cm (2) 7.1 - 15 cm (3) 15.1 - 30 cm (4) 30.1 - 50 cm (5) 50.1 - 80 cm (6) > 80 cm
Determina las necesidades energéticas. Especies móviles requieren mayor cantidad de energía por unidad de masa comparadas con especies sedentarias (Mouillot <i>et al.</i> , 2014).	Movilidad	(1) Especies muy vinculadas al sitio (principalmente especies territoriales y crípticas) (2) Especies móviles con un área de distribución pequeña (ej. Chaetodontidae, Pomacanthidae, Pomacentridae no territoriales) (3) Especies muy móviles con un amplio rango de distribución (ej. grandes Labridae y Acanthuridae, Scaridae, Haemulidae, la mayoría de los Lutjanidae y Serranidae) (4) Especies de amplia movilidad y un área de distribución muy grande (especies capaces de viajar grandes distancias, ej. Carangidae, Belontiidae, Lutjanidae y Serranidae muy grandes)
Posee implicaciones en el rol trófico que juegan las especies en la red alimenticia a través de ambos tipos de control (top-down y bottom-up). Especies nocturnas escapan de la depredación de especies depredadoras durante el día y viceversa (Mouillot <i>et al.</i> , 2014).	Periodo de Actividad	(A) Diurnos (B) Nocturnos
Relacionado con el comportamiento y determina la habilidad de escape de los depredadores (Stier <i>et al.</i> , 2013).	Gregarismo	(1) Solitario (1 individuo) (2) Vive en pares (2 individuos) (3) Pequeño-mediano (3 - 50 individuos) (4) Grupos grandes (> 50 individuos)
Provee información detallada de en qué posición de la columna de agua se encuentra el pez la mayor parte del tiempo y cómo el hábitat es usado para actividades básicas como la reproducción, alimentación, etc. (Mouillot <i>et al.</i> , 2014)	Posición vertical del hábitat en la columna de agua	(1) Bentónico (2) Bento-pelágico (3) Pelágico
Revela información acerca del flujo de energía y materia entre las especies (Wiedmann <i>et al.</i> , 2014).	Dieta	(A) Herbívoros-detritívoros (peces que se alimentan de algas y/o de materia orgánica indefinida) (B) Invertívoros dirigidos a invertebrados sésiles (ej., corales, esponjas, ascidias) (C) Invertívoros dirigidos a invertebrados móviles (ej., especies bentónicas como crustáceos) (D) Planctívoros (peces que se alimentan de pequeños organismos en la columna de agua) (E) Piscívoros (incluyendo peces y cefalópodos) (F) Omnívoros (peces para los que tanto el material vegetal como el animal son importantes en su dieta)

Tabla II. Valores (promedio \pm desviación estándar) de índices de diversidad funcional e Índice de Función Arrecifal (IFA) por sitio de muestreo.

Sitios	Riqueza Funcional	Equidad Funcional	Divergencia Funcional	IFA
Cueva del Muerto	0.264 \pm 0.082	0.552 \pm 0.076	0.940 \pm 0.038	0.638 \pm 0.101
Zona Restauración	0.033 \pm 0.017	0.516 \pm 0.093	0.836 \pm 0.031	0.788 \pm 0.047
Zona Restauración Sur	0.359 \pm 0.137	0.587 \pm 0.068	0.849 \pm 0.030	0.654 \pm 0.136
Túnel Amarradero	0.335 \pm 0.198	0.590 \pm 0.100	0.869 \pm 0.112	0.297 \pm 0.192
Plataforma Pavona	0.300 \pm 0.086	0.592 \pm 0.026	0.916 \pm 0.060	0.569 \pm 0.047
Playa Amor	0.19 \pm 0.099	0.549 \pm 0.096	0.844 \pm 0.086	0.481 \pm 0.194

REFERENCIAS

- ÁLVAREZ-FILIP, L., N. K. DULVY, I. M. CÔTEÉ, A. R. WATKINSON & J. A. GILL. 2011. Coral identity underpins architectural complexity on Caribbean reefs. *Ecological Applications* 21 (6): 2223-2231. DOI: 10.1890/10-1563.1
- CABRAL-TENA, R. A., A. LÓPEZ-PÉREZ, L. ÁLVAREZ-FILIP, F. J. GONZÁLEZ-BARRIOS, L. E. CALDERÓN-AGUILERA & C. APARICIO-CID. 2020. Functional potential of coral assemblages along a typical Eastern Tropical Pacific reef tract. *Ecological Indicators* 119: 106795. DOI: 10.1016/j.ecoind.2020.106795
- CONANP-SEMARNAT. 2007. *Programa de Conservación y Manejo: Parque Nacional Islas Marietas*. CONANP, SEMARNAT, México, 155 p.
- COSAIN-DÍAZ, J. A., J. D. J. A. TORTOLERO-LANGARICA, A. P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO, E. BAUTISTA-GUERRERO, D. M. ANTUNA-ROMAN, P. SALAZAR-SILVA & A. L. CUPUL-MAGAÑA. 2021. Internal bioerosion in massive corals associated with reef communities in the northeastern tropical Pacific: The effect of intrinsic and extrinsic factors. *Ciencias Marinas* 47 (1): 33-47. DOI: 10.7773/cm.v47i1.3047
- COSTA, G. C. 2009. Predator size, prey size, and dietary niche breadth relationships in marine predators. *Ecology* 90 (7): 2014-2019. DOI: 10.1890/08-1150.1
- CUPUL-MAGAÑA, A. L., O. S. ARANDA, P. MEDINA-ROSAS & V. O. VIZCAINO. 2000. Comunidades coralinas de las Islas Marietas, Bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México. *Mexicoa* 2 (1): 15-22.
- DE BELLO, F., C. P. CARMONA, A. T. DIAS, L. GÖTZENBERGER, M. MORETTI & M. P. BERG. 2021. *Handbook of trait-based ecology: from theory to R tools*. Cambridge University Press, Cambridge, 312 p.
- FROESE, R. & D. PAULY. 2022. FishBase. World Wide Web electronic publication. Disponible en línea en: www.fishbase.org (consultado el 01 febrero 2022)
- 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. DOI: 10.1016/j.ecoind.2018.08.038
- GONZÁLEZ-BARRIOS, F. J., R. A. CABRAL-TENA & L. ÁLVAREZ-FILIP. 2021. Recovery disparity between coral cover and the physical functionality of reefs with impaired coral assemblages. *Global Change Biology* 27 (3): 640-651. DOI: 10.1111/gcb.15431
- GONZÁLEZ-PABÓN, M. A., J. A. TORTOLERO-LANGARICA, L. E. CALDERÓN-AGUILERA, E. SOLANA-ARELLANO, A. P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO, A. L. CUPUL-MAGAÑA & R. A. CABRAL-TENA. 2021. Low calcification rate, structural complexity, and calcium carbonate production of *Pocillopora* corals in a biosphere reserve of the central Mexican Pacific. *Marine Ecology* 42 (6): e12678. DOI: 10.1111/maec.12678
- HALPERN, B. S. & S. R. FLOETER. 2008. Functional diversity responses to changing species richness in reef fish communities. *Marine Ecology Progress Series* 364: 147-156. DOI: 10.3354/meps07553
- MAGNEVILLE, C., N. LOISEAU, C. ALBOUY, N. CASAJUS, T. CLAVERIE, A. ESCALAS & S. VILLÉGER. 2022. mFD: an R package to compute and illustrate the multiple facets of functional diversity. *Ecography* 2022 (1): e05904. DOI: 10.1111/ecog.05904
- MORALES-DE ANDA, D., A. L. CUPUL-MAGAÑA, F. A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA, C. AGUILAR-BETANCOURT, G. GONZÁLEZ-SANSÓN & A. P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO. 2020. Reef fish functional composition and metrics reveal spatial differences in three protected islands in the Eastern Pacific. *Marine Ecology Progress Series* 635: 139-150. DOI: 10.3354/meps13186
- MOUILLOT, D., N. A. GRAHAM, S. VILLÉGER, N. W. MASON & D. R. BELLWOOD. 2013. A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution* 28 (3): 167-177. DOI: 10.1016/j.tree.2012.10.004
- MOUILLOT, D., S. VILLÉGER, V. PARRAVICINI, M. KULBICKI, J. E. ARIAS-GONZÁLEZ, M. BENDER, P. CHABANET, S. R. FLOETER, A. FRIEDLANDER, L. VIGLIOLA & D. R. BELLWOOD. 2014. Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111 (38): 13757-13762. DOI: 10.1073/pnas.131762511
- OLÁN-GONZÁLEZ, M., H. REYES-BONILLA, L. ÁLVAREZ-FILIP, H. PÉREZ-ESPAÑA & D. OLMIER. 2020. Fish diversity divergence between tropical eastern pacific and tropical western Atlantic coral reefs. *Environmental Biology of Fishes* 103 (11): 1323-1341. DOI: 10.1007/s10641-020-01026-y
- Olivier, D., N. Loiseau, D. Petatán-Ramírez, O. T. Millán, A. N. Suárez-Castillo, J. Torre, A. Munguia-Vega & H. Reyes-Bonilla. 2018. Functional biogeography of the reef fishes of the islands of the Gulf of California: integrating functional divergence into marine conservation. *Global Ecology and Conservation* 16: e00506. DOI: 10.1016/j.gecco.2018.e00506

- RINCÓN-DÍAZ, M. P., S. J. PITTMAN, I. ARISMENDI & S. S. HEPELL. 2018. Functional diversity metrics detect spatio-temporal changes in the fish communities of a Caribbean marine protected area. *Ecosphere* 9 (10): e02433. DOI: 10.1002/ecs2.2433
- SOTELO-CASAS, R. C., A. L. CUPUL-MAGAÑA & A. P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO. 2014. First record of the genus *Clunio* (Diptera: Chironomidae) associated with the coral communities at Islas Marietas, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85 (1): 14-23. DOI: 10.7550/rmb.38165
- STIER, A. C., S. W. GEANGE & B. M. BOLKER. 2013. Predator density and competition modify the benefits of group formation in a shoaling reef fish. *Oikos* 122: 171-178. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2012.20726.x
- TORTOLERO-LANGARICA, J. J. A., A. P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO, J. P. CARRICART-GANIVET & A. L. CUPUL-MAGAÑA. 2016. Skeletal extension, density, and calcification rates of massive free-living coral *Porites lobata* Dana, 1846. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 478: 68-76.
- TORTOLERO-LANGARICA, J. J. A., J. P. CARRICART-GANIVET, A. L. CUPUL-MAGAÑA & A. P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO. 2017. Historical insights on growth rates of the reef-building corals *Pavona gigantea* and *Porites panamensis* from the Northeastern tropical Pacific. *Marine Environmental Research* 132: 23-32. DOI: 10.1016/j.marenvres.2017.10.004
- TORTOLERO-LANGARICA, J. A., A. P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO, A. L. CUPUL-MAGAÑA & B. RINKEVICH. 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 (18): 6574. DOI: 10.3390/ijerph17186574
- VILLÉGER, S., N. W. MASON & D. MOUILLOT. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89 (8): 2290-2301. DOI: 10.1890/07-1206.1
- VIOLLE, C., M. L. NAVAS, D. VILE, E. KAZAKOU, C. FORTUNEL, I. HUMMEL & E. GARNIER. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116 (5): 882-892. DOI: 10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x
- WIEDMANN, M., M. ASCHAN, G. CERTAIN, A. DOLGOV, M. GREENACRE, E. JOHANNESSEN, B. PLANQUE & R. PRIMICERIO. 2014. Functional diversity of the barents sea fish community. *Marine Ecology Progress Series* 495: 205-218. DOI: 10.3354/meps10558

Trophic network structure and dynamics simulations of the rocky-reef ecosystem of Yelapa, Mexican Pacific

Estructura de la red trófica y simulaciones dinámicas en el ecosistema de arrecife rocoso de Yelapa, Pacífico mexicano

Brenda Berenice Hermsillo-Núñez^{1*}, Luis Eduardo Calderon-Aguilera¹, Fabián Alejandro Rodríguez-Zaragoza², Amilcar Levi Cupul-Magaña³

Recibido: 31 de octubre de 2022.

Aceptado: 02 de mayo de 2023.

Publicado: agosto de 2023.

ABSTRACT

Background. Ecological Network Analysis has been used for defining aspects concerning the structure, health, and dynamics of marine ecosystems. **Objectives.** Evaluate the ecosystem's structure, organization, and maturity in the shallow rocky reef ecosystem in Yelapa. Also, we determine the most affected functional groups by disturbances simulated and those which generate less resilience in the ecosystem. **Methods.** A mass-balance trophic model *Ecopath* with *Ecosim*, was constructed, and *Ascendency*s theory was used to evaluate the ecosystem properties. A *Mixed Trophic Impacts* matrix was used to assess direct and indirect trophic effects on the network. The functional groups more sensitive to disturbances were determined using *Ecosim* dynamics simulations in the short and long term with two mortality scenarios (an increase of 25 % and 50 %). Finally, the *System Recovery Time* was used as a measure of resilience. **Results.** The Yelapa rocky-reef ecosystem exhibits the feature of a mature, organized, and developing ecosystem but is less resistant to disturbances. Several fish groups, zooplankton, and phytoplankton produced the most remarkable effects in the trophic network. In addition, the phytoplankton, chlorophyta, and the group of other benthic invertebrates propagated more effects on other model components. **Conclusions.** Yelapa rocky reef would lose resilience if the functional groups eels & morays, other benthic invertebrates, snappers, and phytoplankton were disturbed.

Keywords: *Ascendency*, mass-balance model, network analysis, resilience

RESUMEN

Antecedentes. Los análisis ecológicos de redes han sido usados para definir aspectos relacionados a la estructura, salud y dinámica de los ecosistemas marinos. **Objetivos.** Evaluar la estructura, organización y madurez en el ecosistema de Yelapa, un arrecife rocoso somero. También, se determinaron los grupos funcionales que podrían ser más sensibles a perturbaciones simuladas y aquellos que generan menor resiliencia en el ecosistema. **Métodos.** Se construyó un modelo trófico de balance de masas *Ecopath* con *Ecosim* y se usó la teoría de *Ascendency* para evaluar las propiedades ecosistémicas. La matriz de *Impacto Trófico Mixto* evaluó los efectos tróficos directos e indirectos en la red. Se determinaron los grupos funcionales más sensibles a perturbaciones usando simulaciones dinámicas *Ecosim* de corto y largo tiempo con dos escenarios de mortalidad (incremento del 25 % y 50 %). Finalmente, se empleó el *Tiempo de Recuperación del Sistema* como una medida de resiliencia. **Resultados.** El ecosistema arrecifal rocoso de Yelapa exhibió características de un ecosistema maduro, organizado y desarrollado, pero a su vez menos resistente a perturbaciones. Diferentes grupos de peces, zooplankton y fitoplancton generaron los mayores efectos en la red trófica. Además, el fitoplancton, clorofitas y el grupo de otros invertebrados bentónicos propagaron los mayores efectos hacia los otros componentes del sistema. Yelapa es menos resiliente cuando son perturbados los grupos funcionales de anguilas y morenas, otros invertebrados bentónicos, pargos y fitoplancton. **Conclusiones.** Grupos funcionales de distintos niveles tróficos fueron prioritarios para preservar la integridad estructural del ecosistema, las condiciones de madurez, desarrollo y resiliencia. Este estudio representa el primer paso para analizar las propiedades de la red trófica y especies ecológicamente relevantes entre el ecosistema de coral somero y profundo en Yelapa.

Palabras clave: *Ascendency*, modelo de balance de masas, análisis de redes, resiliencia

¹ Laboratorio de Esclerocronología, Ecología y Pesquerías de la Zona Costera, Departamento de Ecología Marina, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE). Carretera Ensenada-Tijuana 3918, Zona Playitas, Ensenada, Baja California, 22860. México

² Laboratorio de Ecología Molecular, Microbiología y Taxonomía, Departamento de Ecología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Camino Ramón Padilla Sánchez 2100, Nextipac, Zapopan, Jalisco, 45200. México

³ Laboratorio de Ecología Marina, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara. Av. Universidad 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, 48280. México

*Corresponding author:

Brenda Berenice Hermsillo-Núñez: e-mail: bhermsillo@cicese.mx

To quote as:

Hermsillo-Núñez, B. B., L. E. Calderon-Aguilera, F. A. Rodríguez-Zaragoza & A. L. Cupul-Magaña. 2023. Trophic network structure and dynamics simulations of the rocky-reef ecosystem of Yelapa, Mexican Pacific. *Hidrobiológica* 33 (2): 157-167.

DOI:10.24275/KSEB2540

INTRODUCTION

In recent years, the Ecological Network Analysis (ENA) has been used for evaluating ecosystem dynamics and identifying properties that are not evident from direct observation (Fath *et al.*, 2007). Supported by analysis of trophic interactions, it is possible to estimate ecosystem properties that define aspects concerning structure, health, and dynamics of the ecosystems (Ulanowicz, 1986; Tennenbaum & Ulanowicz, 1988) and identify species or functional groups more sensitive to disturbances (Walters *et al.*, 1997). There are at least two theoretical frameworks that analyze the ecosystem properties: (1) Odum (1969) states that the maturity of the ecosystems is approached in the maximization of the structure and function of the ecosystem, and (2) Ulanowicz (1997), carried out a theoretical framework named *Ascendency* which analyses the ecosystem properties such as the level of development and organization of the ecosystems based on the information theory.

Likewise, with the network analysis, it is possible to evaluate the propagation of instantaneous direct and indirect effects (Walters *et al.*, 1997) and the magnitudes in system recovery time (SRT), a resilience measure. The above is in response to a simulated disturbance that increases the total mortality of each functional group (Ortiz *et al.*, 2015). In this study, resilience has been conceptualized as the speed at which the entire system returns to its original state after it has been displaced from it (Pimm, 1982).

The Mexican Tropical Pacific coast presents shallow reefs and coral communities, considered the most important in the eastern Pacific (Reyes-Bonilla, 2003). Due to their location, these reefs face local stressors such as tropical storms, hurricanes, El Niño-Southern Oscillation (ENSO), and anthropogenic disturbances highlighting fisheries, tourism, sedimentation, and coastal development (Martínez-Castillo *et al.*, 2020). Therefore, determining ecosystem properties is a potential tool for studying and evaluating the ecosystems' structure and functioning and the capacity to face these disturbances (Heymans *et al.*, 2014).

This work aimed to build a trophic model representing the shallow rocky-reef ecosystem in Yelapa, México to evaluate the ecosystem's structure, organization, and maturity. In addition, it determines the species and functional groups that are most affected in response to disturbances simulated and that generate less resilience in the ecosystem. A better understanding of the ecosystemic functioning would greatly help prioritize species or functional groups that could preserve the ecosystem's structural integrity in shallow and mesophotic ecosystems in the face of different climate change events. This study represents the first step in analyzing the trophic network properties and ecologically relevant species of shallow rocky-reef ecosystems in Yelapa.

MATERIALS AND METHODS

Study area. Yelapa is located south of Bahía de Banderas at the southeastern end of the Gulf of California on the Pacific coast of Mexico (Fig. 1). This bay is considered a transition zone because of the different currents that converge there. The oceanic circulation is influenced by the water masses of the California Current, the Gulf of California, the Costa Rica Current, and the North Equatorial Current that interact in this transitional region (Portela *et al.*, 2016). In addition, the south of the bay receives freshwater from the rivers Chimo, Yelapa, and Pizota and, together with upwelling events, trigger values high in nutrients during

the spring (Cotler *et al.*, 2010). Yelapa is a small town with tourist and fisheries activities, mainly during spring and summer.

Mass balance models. Trophic models were constructed using *Ecopath* with *Ecosim* (v.6.6.1; Table 1). *Ecopath* allows for depicting the flows of matter and energy in a stationary state in an ecosystem within a given time. In contrast, *Ecosim* performs dynamic simulations of the initial conditions established with *Ecopath* as a response to perturbations. See details in Christensen & Walters (2004).

Source of data. Sampling surveys were conducted in May and November 2021 by underwater visual censuses (SCUBA divers) at three sites to identify the species of the shallow benthic ecosystem. First, the abundance of fish and mobile invertebrates (crustaceans, echinoderms, and mollusks) was estimated using five belt transects (4 × 25 m) to identify species and count the number of individuals of each species. Next, those same transects were used to estimate coral cover, sessile invertebrates, and macroalgae cover (Chlorophytes and Rhodophytes) through six quadrants in each transect.

Selection of functional groups and diet matrix. A total of 91 species were recorded. The trophic model was composed of 35 functional groups and represented by both individual species and functional groups, characterized by commercial importance, their representativeness as species of these ecological systems, food preferences, and trophic relationships (Fig. 2). For each compartment, the average biomass (B), turnover rate Production/Biomass (P/B), consumption rate Consumption/Biomass (Q/B), capture (Ca), and food sources were determined from field observations and scientific sources (Table 2). When appropriate, the functional groups were trophic related to feeding on detritus, considered a source of energy and nutrients to living organisms (Moore *et al.*, 2004).

For the construction of the diet matrix, the information was obtained from the literature (e.g., Sampson *et al.*, 2010; Flores-Ortega *et al.*, 2014; Hermosillo-Núñez *et al.*, 2018; Calderon-Aguilera *et al.*, 2021; Reyes-Ramírez *et al.*, 2022) from studies carried out in sites close to the location of this study. It is important to mention that a recent study has showed that interaction matrices based on stomach content analysis is enough robust for assessing the trophic complexity and macroscopic properties (Ortiz, 2018).

Balancing model. The model was balanced based on the six criteria proposed by Heymans *et al.* (2016). The pedigree routine was used to assign the ranges of percent uncertainty of the input parameters (B, P/B, Q/B, diet, and catch values). Using the Pedigree module and the provenance of the data, the pedigree has been calculated of the model in 0.231.

Macroscopic network properties. (1) *Total Biomass/Total System Throughput* (TB/TST) ratio suggests different states of system maturity (Christensen, 1995); (2) *Total System Throughput* (TST) indicates the total number of flows in the system; (3) *Average Mutual Information* (AMI) quantifies the organization of the system concerning to the number and diversity of interactions between components (complexity); (4) *Ascendency* (A) measures the growth and development of a system; (5) *Overhead* (Ov) quantifies the degrees of freedom preserved by the network and can be used to estimate the ability of a network to withstand perturbations; (6) *Development Capacity* (C), the upper limit of *Ascendency*; (7) the ratios of A/C and Ov/C are used as indicators of ecosystem development and the ability of the system to resist distur-

bances (Kaufman & Borrett, 2010). The algorithms of network properties are shown in Table 1; (8) The *connectance index* (CI) measures the network structure and determines the number of trophic links; (9) The *system omnivory index* (SOI) shows how feeding interactions are distributed between trophic levels (Mukherjee *et al.*, 2019); (10) *Finn's cycling index* (FCI) measures the amount of material or energy cycling in ecosystems (Finn, 1980); (11) *Finn's mean path length* (APL) describes how many times a unit of energy will be transferred between functional groups. In mature ecosystems, both the diversity and cycling increase; therefore, the path length is expected to increase; finally, (12) the *mean trophic level of the catch* (TLC) shows the trophic level at which fishing is performed.

Mixed trophic impact and dynamic simulations. The *mixed trophic impact* (MTI) is an *Ecopath* routine used to indicate the direct and indirect effects in a steady-state system; for more details, see Ulanowicz & Puccia (1990). In addition, *Ecosim* permits the generation of dynamical biomass predictions of each functional group *i*, which is affected directly and indirectly by different disturbances; for more details, see Walters *et al.* (1997).

The scenarios. The fishing mortality was modified to simulate an increase in the total mortality of each functional group ($Z = M + F$). The modifications were done between the 2nd and 9th year of the total simulation (20 years). The total mortality was increased by 25 % and

50 % from the baseline to create a situation where all functional groups are depleted. These two scenarios were set for prediction as a measure of confidence (for more details, see Ortiz *et al.*, 2015). For the two scenarios, the dynamical simulations were done in both short-term (transient) and long-term (persistent) changes in biomass; this is the disturbances in the trophic network can be instantaneous such as fisheries or massive mortality, and persistent such as pollution, or El Niño-Southern Oscillation event (ENSO). The propagation of short-term (transient) and long-term (persistent) changes in biomass was evaluated in the 3rd and 10th year of simulation, that is, one year after the increase in mortality. All dynamic simulations by *Ecosim* were performed using a mixed-flow control mechanism ($\nu = 0.3$) (both prey and predators control the flow), which is considered more realistic than a bottom-up (prey control the flow) or top-down (predators control the flow) control (Muhly *et al.*, 2013). Although no verification of the simulations using time-series calibration was conducted, this absence was mitigated by comparing different scenarios based on two levels of total mortality by functional groups (Ortiz *et al.*, 2015).

System recovery time (SRT). The SRT is the magnitude or time at which the ecosystem returns to its original state after it has been displaced from this (a proxy to resilience) in response to a simulated disturbance that increases the total mortality (Z) of all functional groups (Ortiz *et al.*, 2015). The SRT was evaluated using the same scenarios of disturbances as the dynamic simulations *Ecosim*.

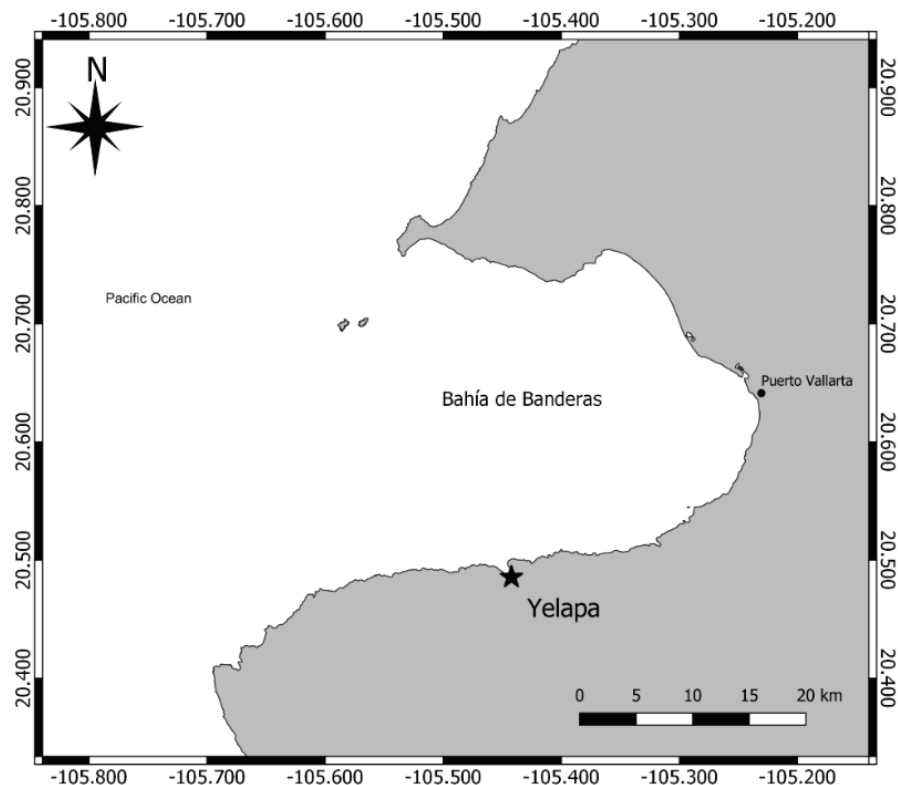


Figure 1. Location of Yelapa in Bahía de Banderas, Jalisco, Mexico.

Table 1. Algorithms of macroscopic network properties.

Ecosystem properties	Algorithms
Total System Throughput (TST) (g m ⁻² year ⁻¹)	$T = \sum_i \sum_j^{n+2} T_{ij}$
Average Mutual Information (AMI)	$AMI = \sum_i \sum_j^{n+2} f_{ij} \cdot Q_i \cdot \log_2 \left(\frac{f_{ij}}{Q_i} \right)$
Ascendency (Flowbits)	$A = -T \cdot \sum_{i=0}^n Q_i \cdot \log Q - \left[T \cdot \sum_{i=0}^{n+2} \sum_{j=0}^{n+2} f_{ij} \cdot Q_j \log \left(\frac{f_{ij} \cdot Q_j}{Q_i} \right) \right]$
Total Capacity (Flowbits)	$C = A + O$
Overhead (Flowbits)	$O = C - A$

Details in: Ulanowicz (1986, 1997)

RESULTS

Chlorophyta contributed the highest biomass values (Table 2). Energy flows between trophic groups in the ecosystem were expressed as Lindeman spine. The ecosystem of Yelapa showed nine theoretical trophic levels, and the main flows occurred in the first three (Fig. 3, only displayed from I to V because the flows from VI to X contributed minimally). The trophic levels II, III, and IV accounted for 35.8 % of the trophic efficiency. Flows from primary producers with biomass of 3 427 t km² account for 26 838 t km² year⁻¹. The flows from detritus accounted for 641.6 t km² year⁻¹, suggesting that low trophic level support the Yelapa food web.

Concerning network properties, Yelapa showed features of an organized and mature system based on the values of ecosystem properties such as *total system throughput* (TST), the *total biomass/total system throughput* (TB/TST), *Ascendency* (A), *overhead* (Ov), *development ca-*

capacity (C), *Overhead/Capacity* (Ov/C), *ascendency/capacity* (A/C), *average mutual information* (AMI), *Finn's cycling index* (FCI), *mean trophic level of the catch* (TLC), *connectance index* (CI), *system omnivory index* (OI), and *path length* (APL) (Table 3).

Regarding the contribution of each compartment to the total *Ascendency*, the principal contributing components was detritus (32 %), followed by phytoplankton (23.1 %), zooplankton (12.9 %), and chlorophyte (12.6 %). In addition, the functional group's eels & morays (0.006 %), Cortez Sea chub (0.029 %), and sea cucumbers (0.030 %) contributed to the system complexity (lowest % of AMI; Table 3).

The outcomes of the propagation of the direct and indirect effects estimated using Mixed Trophic Impacts (MTI) showed that functional groups of grunts, groupers, snappers, wrasses, zooplankton, and phytoplankton produced the most remarkable trophic effects in the remaining functional groups (Fig. 4).

The *Ecosim* dynamic simulations showed that the phytoplankton, Chlorophyta, and other benthic invertebrates propagated more effects to other model components, using the two mortality scenarios (25% and 50%) and both short and long-term dynamic simulations (Table 4). In addition, rhodophyte and sea urchins propagated high effects on the rest of the functional groups when the disturbance was done in a short time using the two mortality scenarios. Meanwhile, snappers and wrasses generated the highest effects on the other model functional groups over a long-time and using the two mortality scenarios (Table 4). As a measure of resilience, SRT values indicated that when the snappers, eels & morays, other benthic invertebrates, and phytoplankton functional groups are disturbances, the Yelapa shallow coral ecosystem is less resilient using the two mortality scenarios and mainly long-term dynamic simulations (Table 4).

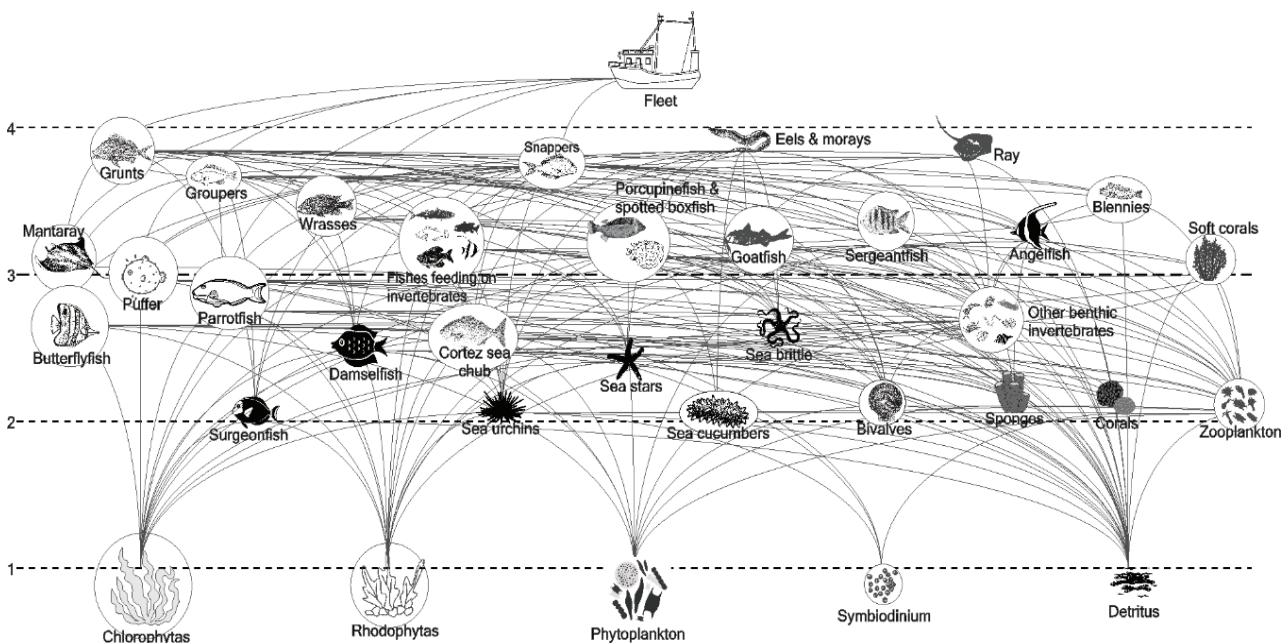


Figure 2. Trophic network of the shallow rocky reef of Yelapa, Jalisco, Mexico. The circle size is proportional to the functional group biomass (g wet weight m⁻²). The dotted lines correspond to the trophic levels.

Table 2. Parameter values of Ecopath models for the rocky reef ecosystem of Yelapa, where B= biomass [g m⁻²], P/B= turnover rate [year⁻¹], Q/B= consumption rate [year⁻¹], EE= ecotrophic efficiency [dimensionless], GE= gross efficiency [year⁻¹], NE= Net Efficiency [dimensionless], RA/AS= Respiration/Assimilation [dimensionless], RA/B= Respiration/biomass [year⁻¹], and P/RA= Production/Respiration [dimensionless].

	Group name	B	P/B	Q/B	EE	GE	NE	RA/AS	RA/B	P/RA
1	Manta ray	22.8	3.6	17.1	0.0	0.2	0.3	0.7	10.1	0.4
2	Grunts	9.4	2.3	7.8	0.7	0.3	0.4	0.6	4.0	0.6
3	Groupers	10.6	0.6	8.5	0.6	0.1	0.1	0.9	6.2	0.1
4	Snappers	9.5	2.4	10.0	0.6	0.2	0.3	0.7	5.6	0.4
5	Wrasses	33.2	2.5	13.1	0.5	0.2	0.2	0.8	7.9	0.3
6	Fishes feeding on invertebrates	8.6	4.5	15.3	0.5	0.3	0.4	0.6	7.7	0.6
7	Porcupinefish & spotted boxfish	3.3	2.4	10.4	0.4	0.2	0.3	0.7	5.9	0.4
8	Goatfish	8.8	2.3	7.8	0.5	0.3	0.4	0.6	4.0	0.6
9	Eels & morays	1.3	0.6	5.7	0.2	0.1	0.1	0.9	3.9	0.2
10	Ray	3.7	3.6	15.2	0.0	0.2	0.3	0.7	8.6	0.4
11	Sergeant fish	5.3	2.2	18.7	0.4	0.1	0.1	0.9	12.8	0.2
12	Angelfish	4.5	3.2	17.4	0.4	0.2	0.2	0.8	10.7	0.3
13	Butterflyfish	3.1	2.2	18.7	0.4	0.1	0.1	0.9	12.8	0.2
14	Puffer	15.5	2.4	12.3	0.4	0.2	0.2	0.8	7.4	0.3
15	Parrotfish	7.0	3.0	12.6	0.8	0.2	0.3	0.7	7.1	0.4
16	Damselfish	14.0	2.8	14.5	0.4	0.2	0.2	0.8	8.8	0.3
17	Cortez sea chub	2.5	2.4	12.3	0.3	0.2	0.2	0.8	7.4	0.3
18	Surgeonfish	11.3	3.2	17.4	0.8	0.2	0.2	0.8	10.7	0.3
19	Blennies	7.0	2.2	18.7	0.3	0.1	0.1	0.9	12.8	0.2
20	Sea urchins	41.5	7.5	25.0	0.6	0.3	0.4	0.6	12.5	0.6
21	Sea stars	7.4	6.5	23.2	0.4	0.3	0.4	0.6	12.1	0.5
22	Sea cucumbers	1.8	6.2	22.2	0.0	0.3	0.3	0.7	11.6	0.5
23	Brittle stars	11.4	6.5	23.2	0.3	0.3	0.4	0.6	12.1	0.5
24	Other benthic invertebrates	297.0	4.2	14.2	0.8	0.3	0.4	0.6	7.2	0.6
25	Bivalves	48.0	4.8	18.0	0.5	0.3	0.3	0.7	9.6	0.5
26	Sponges	47.2	3.6	16.4	0.5	0.2	0.3	0.7	9.5	0.4
27	Hard corals	63.9	4.4	16.8	0.4	0.3	0.3	0.7	9.1	0.5
28	Soft corals	41.9	3.0	15.5	0.5	0.2	0.2	0.8	9.4	0.3
29	Zooplankton	278.6	24.3	81.0	0.7	0.3	0.4	0.6	40.5	0.6
30	Chlorophyta	2117.7	6.0		0.1					
31	Rhodophyta	817.2	6.0		0.2					
32	Phytoplankton	486.1	57.9		0.8					
33	Symbiodinium	6.3	238.0		0.7					
34	Detritus	88.5			0.0					

Source data: Opitz (1993); Aliño *et al.* (1993); Cruz-Romero *et al.* (1993); Okey *et al.* (2004); Liu *et al.* (2009); Croll *et al.* (2012); Frausto-Illescas (2012); Castañeda-Rivero (2017); Hermosillo-Núñez *et al.* (2018); Calderon-Aguilera *et al.* (2021).

DISCUSSION

The shallow coral ecosystem in Yelapa recorded the highest biomass in the functional group Chlorophyta. It is among the five functional groups that contributed more to the accumulation and transference of energy/matter in the ecosystem, accounted for 12.6% of *ascendency* (Fig. 3). This result partially agrees with other trophic models in coral systems close to Yelapa, such as Isla Isabel and Islas Marietas (Hermosillo-Núñez *et al.*, 2018). In those systems, the most relevant accumulation and transference of energy/matter were recorded in the functional groups Rhodophyta.

Concerning network properties, the rocky reef ecosystem in Yelapa showed features of an organized and mature system based on the

values of ecosystem properties such as TST, TB/TST ratio, A, AMI, Ov/C ratio, A/C ratio, and FCI, compared to other coral ecosystems in the Mexican coastal Pacific and the Gulf of California. (Hermosillo-Núñez *et al.*, 2018; Calderon-Aguilera *et al.*, 2021). The coral reef in Cabo Pulmo (Gulf of California), despite being a well-managed marine protected area without human intervention compared to Yelapa and other trophic models in the Mexican tropical pacific coral ecosystems, showed the lowest values of organization, development, and maturity. This result could be due to Yelapa's present high concentrations of nutrients (González-Luna *et al.*, 2019), which in turn, generate a high number of flows in trophic levels low and therefore high values of *ascendency* (Ulanowicz 1986, 1997).

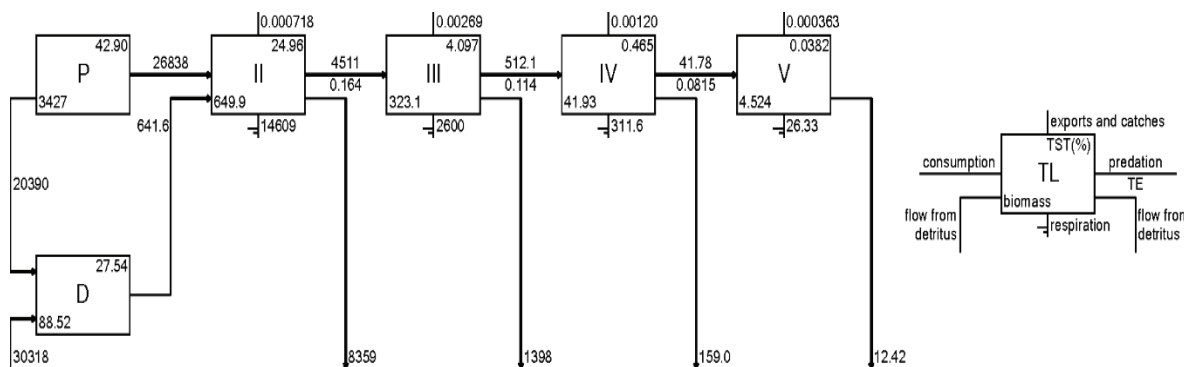


Figure 3. Lindeman spine of the rocky reef in Yelapa, showing all the trophic flows. Numbers in Roman are discrete trophic levels. P= Producers; D=: Detritus; TST=: Total system throughput; TE=: Transfer efficiency (annual).

Table 3. Network properties of Yelapa compared with localities in the Mexican Pacific, and the Gulf of California. FG= Functional Groups.

	Yelapa (34 FG)	Isabel Island (30 FG)	Marietas Island (27 FG)	Chamela (23 FG)	Cabo Pulmo (57 FG)
Total system throughput (TST) (g ww m ⁻² year ⁻¹)	111,657.40	194,758.40	108,102.70	54,977.23	95,789
Total biomass/total system throughput (TB/TST)	0.040	0.039	0.037	0.028	0.005
Ascendency (A) (total) (Flowbits)	169,298	308,428.70	170,017.80	79,678.40	123,662
Overhead (Ov)(total) (Flowbits)	265,844	581,872.90	306,704.50	162,864.10	116,164
Development Capacity (C) (total) (Flowbits)	435,142	890,301.60	476,722.30	242,542.60	239,826
Ov/C (%)	61.09	65.35	64.33	67.14	48
A/C (%)	38.91	34.64	35.66	32.85	52
Average Mutual Information (AMI) (bits)	1.52	1.58	1.57	1.44	-
Finn's cycling index (FCI) (%)	1.66	1.32	1.23	1.19	0.124
Mean trophic level of the catch (TLC)	3.40	3.44	3.47	3.57	-
Connectance Index (CI)	0.197	0.246	0.260	0.302	0.167
System Omnivory Index (OI)	0.218	0.200	0.250	0.257	0.218
Finn's mean path length (APL)	2.364	2.624	2.632	2.637	2.114

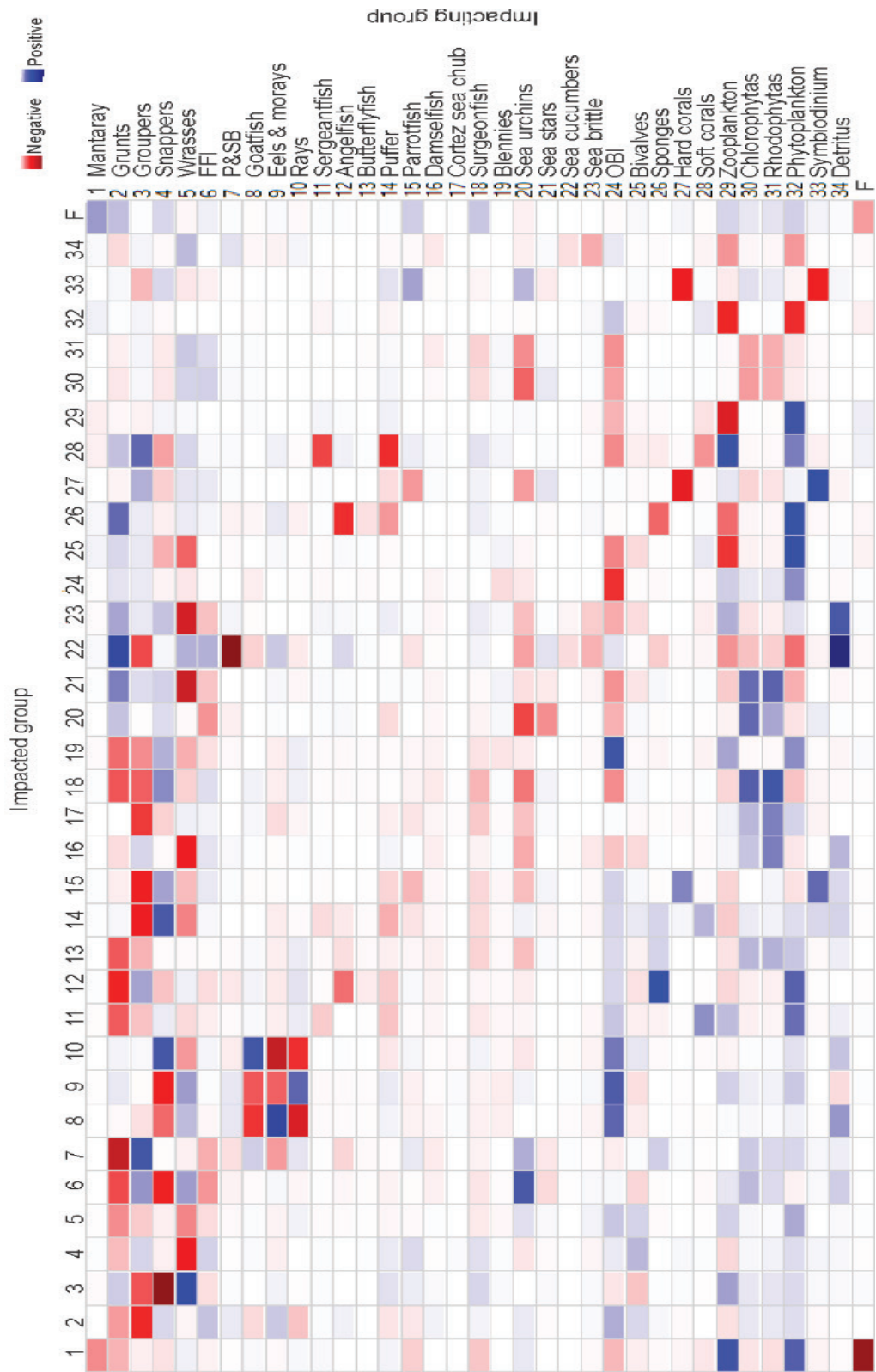


Figure 4. Propagation of the direct and indirect trophic effects estimated using Mixed Trophic Impacts (MTI) and produced by several functional groups on the remaining functional groups. FFI= Fishes feeding on invertebrates; P&SB= Porcupinefish & spotted boxfish; OBI= Other benthic invertebrates.

Low trophic levels tend to promote development and maturity in the ecosystems; in this study, Yelapa is influenced by upwelling and high concentrations of nutrients, reflected in the total *ascendency* of phytoplankton, zooplankton, and detritus. However, it is relevant to consider that those areas exposed to high concentrations of nutrients can affect the productivity of phytoplankton (Miller & McKee, 2004). Yelapa shows low-middle concentrations of suspended material (Gon-

zález-Luna *et al.*, 2019) derived from the river discharges; this study also showed low resistance to disturbances (low values of Ov/C). Thus, although the coral ecosystem in Yelapa is not highly disturbed in comparison with other coral ecosystems nearby, such as Marietas Islands, it is relevant to evaluate water quality consistently due to an increase in both human and natural disturbances that could trigger alterations in photosynthetic activity and on the trophic functioning of the ecosystem (Smith, 2006; Elser *et al.*, 2007).

Table 4. Ecosim simulations (E) and System Recovery Time (SRT) (years) values for the shallow coral ecosystem in Yelapa using mixed control mechanism and two increments of mortality (25% and 50%).

		Increase in mortality							
		Short-time 25%		Short-time 50%		Long-time 25%		Long-time 50%	
	Yelapa	SRT	E	SRT	E	SRT	E	SRT	E
1	Mantaray	10.0	1.5	12.8	3.1	20.0	1.9	23.1	4.7
2	Grunts	11.2	2.4	12.2	4.3	21.2	5.1	23.1	10.5
3	Groupers	14.0	2.0	14.5	3.7	23.6	5.3	25.9	10.0
4	Snappers	20.2	5.1	20.0	6.3	29.5	13.0	-	14.3
5	Wrasses	16.5	3.4	17.1	6.3	25.3	7.7	27.5	15.7
6	Fishes feeding on invertebrates	13.4	3.1	16.8	6.6	23.1	2.8	24.8	7.9
7	Porcupinefish&spotted boxfish	14.7	0.9	17.3	1.6	26.5	2.1	-	4.1
8	Goatfish	14.5	1.2	17.1	2.2	25.9	2.4	28.4	5.2
9	Eels & morays	21.5	0.1	24.2	0.2	-	1.3	-	2.4
10	Ray	13.7	2.3	15.5	5.1	27.0	2.1	26.1	5.8
11	Sergeantfish	12.3	1.1	14.2	2.1	23.1	2.3	26.5	4.8
12	Angelfish	11.8	2.5	13.5	5.5	21.7	1.9	23.0	4.5
13	Butterflyfish	10.3	0.8	13.1	1.3	22.2	1.8	25.7	3.6
14	Puffer	14.4	2.0	16.6	3.8	25.5	4.3	30.0	9.0
15	Parrotfish	14.6	1.5	15.8	2.5	23.0	2.7	25.2	5.2
16	Damselfish	12.4	1.3	15.1	2.3	24.0	2.7	27.6	5.0
17	Cortez sea chub	14.9	0.7	13.0	1.1	22.3	1.5	25.5	2.9
18	Surgeonfish	15.3	2.2	16.0	3.8	23.3	3.3	25.1	6.3
19	Blennies	15.4	1.3	17.6	2.4	27.0	2.9	29.6	6.0
20	Sea urchins	13.8	7.4	17.8	17.7	24.9	5.3	26.5	11.9
21	Sea stars	12.1	3.0	14.1	7.1	23.5	2.7	24.9	7.1
22	Sea cucumbers	5.1	1.9	7.0	5.2	16.0	0.7	19.2	2.8
23	Brittle stars	10.4	2.6	13.1	6.3	20.1	1.8	22.3	4.7
24	Other benthic invertebrates	21.1	9.4	23.0	18.3	-	9.1	-	18.6
25	Bivalves	15.3	2.9	16.6	6.0	24.3	4.7	27.0	9.5
26	Sponges	13.0	3.5	15.1	6.9	20.7	3.3	23.1	7.2
27	Hard corals	11.9	1.4	14.1	2.8	18.8	1.1	21.6	2.6
28	Soft corals	11.8	2.0	12.1	4.0	19.9	3.2	22.8	7.4
29	Zooplankton	14.0	7.1	16.0	13.2	25.8	5.6	24.1	10.9
30	Chlorophyta	16.3	9.7	19.1	18.8	27.5	7.5	29.7	13.6
31	Rhodophyta	15.8	7.5	19.3	14.4	26.9	6.3	29.0	11.4
32	Phytoplankton	18.2	17.6	19.8	35.1	-	12.9	-	26.4
33	Symbiodinium	14.0	3.5	14.9	7.2	22.6	3.0	24.0	5.9

The average mutual information indicates that the rocky reef ecosystem in Yelapa has moderate complexity compared with other trophic models, such as Isabel Island, indicating less diversity and fewer interactions. The species and functional groups that contributed significantly to this result are species detritivores and carnivores (eels & morays, Cortez Sea chub, and sea cucumbers). This result partially agrees with the study in Isabel Island, Marietas Islands, and Chamela, where the groups of Jacks and Octopus contributed the most to complexity. These groups are not similar, but they play comparable ecological roles as predators, except for sea cucumbers in Yelapa, which probably the existence of sediment rich in nutrients favors their presence.

The most relevant outcomes concerning the propagated impact, as shown by the mixed trophic impacts and the short-term and long-term *Ecosim* simulations (under two mortality levels), showed different functional groups of high, middle, and low trophic levels as the most important in the network. These results could be explained by the high degree of connectivity; therefore, any disturbance, natural or anthropogenic, will have effects throughout the network (Ortiz & Levins 2017). The group phytoplankton was highlighted because their presence is constant in both analyses (MTI and *Ecosim* simulations), which is relevant. After all, any disturbance that decreases phytoplankton biomass would affect the whole system. In addition, other groups that were highlighted were snappers and wrasses, which are caught in Yelapa; therefore, there should be special attention on the number of catches of these groups with the aim maintenance the structure and functioning of the ecosystem.

Additionally, when disturbances were simulated in the short-term, the functional groups rhodophyte and sea urchins propagated high effects on the rest of the functional groups. The above indicates that abrupt disturbances that could affect these groups, for example, massive events mortality, would have a relevant impact on the ecosystem's functionality. Likewise, disturbances simulated in the long-term showed that snappers and wrasses generated the highest magnitude of effects to other model functional groups, which implies that disturbances constant in the time on these functional groups, such as climatic change, could cause essential effects on the ecosystem in Yelapa. In addition, as mentioned above, these groups are fishing important, so that conserve their presence is relevant to healthy ecosystem functioning. On the other hand, the rocky reef ecosystem in Yelapa showed that it requires the longest time to return to their initial conditions (less resilient) when the functional groups eels & morays, other benthic invertebrates, snappers, and phytoplankton are disturbed. This result highlights the importance of the snappers and phytoplankton in the ecosystem function, suggesting paying attention to the disturbances that could affect these functional groups. In conclusion, Yelapa showed features of an organized and mature system based on ecosystem properties. Functional groups of different trophic levels were priorities for preserving the ecosystem's structural integrity, maturity and development conditions, and resilience. A better understanding of the ecosystemic functioning would greatly help prioritize species or functional groups that could preserve the ecosystem's structural integrity in the face of different climate change events.

Recently, the deep reef refugia hypothesis (DRRH) (Assis *et al.* 2016) postulates that deeper reefs can serve as refugia for species with broad depth distributions. In this context, the present study represents the first step for evaluating the trajectory in the ecosystem health

in Yelapa to extend studies to the mesophotic zone to evaluate it as a refuge for species that inhabit shallow ecosystems facing natural and anthropogenic disturbances.

ACKNOWLEDGMENTS

The first author was sponsored with a postdoctoral fellowship from the project "Challenging the deep refugia hypothesis and its implications under a climatic change scenario (CONACYT-CF2019-39210)". We thank Patricia Silva Montoya and Sandra Sánchez Domínguez for their contribution to the review of submarine videos at Yelapa. We thank the reviewers whose feedback has helped improve this paper.

REFERENCES

- ALIÑO, P. M., L. T. McMANUS, J. W. McMANUS, C. L. NAÑOLA JR., M. D. FORTES, G. C. TRONO JR. & G. S. JACINTO. 1993. Initial parameter estimations of a coral reef flat ecosystem in Bolinao, Pangasinan, northwestern Philippines. *In*: Christensen, V. & D. Pauly (Eds). Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc 26, pp. 252-258.
- ASSIS, J., N. CASTILHO-COELHO, T. LAMY, M. VALERO, F. ALBERTO & E. ALVARES-SERRA. 2016. Deep reefs are climatic refugia for genetic diversity of marine forests. *Journal of Biogeography* 43: 833-844. DOI: 10.1111/jbi.12677
- CALDERON-AGUILERA, L. E., H. REYES-BONILLA, M. OLÁN-GONZÁLEZ, F. R. CASTAÑEDA-RIVERO & J. C. PERUSQUÍA-ARDÓN. 2021. Estimated flows and biomass in a no-take coral reef from the Eastern tropical Pacific through network analysis. *Ecological Indicators* 123: 107359. DOI: 10.1016/j.ecolind.2021.107359
- CASTAÑEDA-RIVERO, F. R. 2017. Ecología funcional de los ensamblajes de macroinvertebrados epibentónicos en el norte del Golfo de California. Tesis de Maestría en Ciencias. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, México. 190 p.
- CHRISTENSEN, V. 1995. Ecosystem maturity—towards quantification. *Ecological Modelling* 77: 3-32. DOI: 10.1016/0304-3800(93)E0073-C
- CHRISTENSEN, V. & C. J. WALTERS. 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities, and limitations. *Ecological Modelling* 172: 109-139. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2003.09.003
- COTLER, H., A. GARRIDO, V. BUNGE & M. L. CUEVAS. 2010. Las cuencas hidrográficas de México: Priorización y toma de decisiones. *In*: Cotler, H. (Ed.). *Las cuencas hidrográficas de México: Diagnóstico y priorización*. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, México. pp. 210-215.
- CROLL, D. A., K. M. NEWTON, K. WENG, F. GALVÁN-MAGAÑA, J. O'SULLIVAN & H. DEWAR. 2012. Movement and habitat use by the spine-tail devil ray in the Eastern Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series* 465: 193-200. DOI: 10.3354/meps09900
- CRUZ-ROMERO, M., E. ESPINO-BARR & A. GARCÍA-BOA. 1993. Aspectos poblacionales de cinco especies de la familia Haemulidae (Pisces) en la costa de Colima, México. *Ciencia Pesquera* 10: 43-54.
- ELSER, J. J., M. E. S. BRACKEN, E. E. CLELAND, D. S. GRUNER, W. S. HARPOLE, H. HILLEBRAND, J. T. NGAI, E. W. SEABLOOM, J. B. SHURIN & J. E. SMITH. 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers

- in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 10: 1135-1142. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2007.01113.x
- FATH, B. D., U. M. SCHARLER, R. E. ULANOWICZ & B. HANNON. 2007. Ecological network analysis: network construction. *Ecological Modelling* 208: 49-55. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2007.04.029
- FINN, J. F. 1980. Flow analysis of models of the Hubbard brook ecosystem. *Ecology* 61: 562-571. DOI: 10.2307/1937422
- FLORES-ORTEGA, J. R., E. AVILA-CASTRO, H. J. HARO-PRECIADO & E. GODÍNEZ-DOMÍNGUEZ. 2014. Hábitos alimentarios e interacciones tróficas de *Anisotremus interruptus* (Pisces: Haemulidae) y *Lutjanus argentiventris* (Pisces: Lutjanidae) en el Pacífico Central Mexicano. *Latin American Journal of Aquatic Research* 42(1): 276-282. DOI: 103856/vol42-issue1-fulltext-24
- FRAUSTO-ILLES-CASAS, T. C. 2012. Simulación del efecto del turismo subacuático sobre el ecosistema arrecifal de Cabo Pulmo, Baja California Sur, mediante un modelo trófico. Tesis de Maestría en Ciencias, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, México. 66 pp.
- GONZÁLEZ-LUNA, C., A. FILONOV, O. MIRELES & I. TERESHCHENKO. 2019. Análisis espectral y dispersión superficial de detritos suspendidos en la Bahía de Banderas mediante imágenes de satélite. *Revista Cartográfica* 98: 223-237. DOI:10.35424/rcarto.i98.148
- HERMOSILLO-NÚÑEZ, B. B., M. ORTIZ, F. A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA & A. L. CUPUL-MAGAÑA. 2018. Trophic network properties of coral ecosystems in three marine protected areas along the Mexican Pacific Coast: Assessment of systemic structure and health. *Ecological Complexity* 36: 73-85. DOI: 10.1016/j.ecocom.2018.06.005
- HEYMANS, J. J., M. COLL, S. LIBRALATO, L. MORISSETTE & V. CHRISTENSEN. 2014. Global patterns in ecological indicators of marine food webs: A modelling approach. *PLoS ONE* 9 (4): e95845. DOI: 10.1371/journal.pone.0095845
- HEYMANS, J. J., M. COLL, J. S. LINK, S. MACKINSON, J. STEENBEEK, C. WALTERS & V. CHRISTENSEN. 2016. Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management. *Ecological Modelling* 331: 173-184. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2015.12.007
- Kaufman, A. G. & S. R. Borrett. 2010. Ecosystem network analysis indicators are generally robust to parameter uncertainty in a phosphorus model of Lake Sidney Lanier, USA. *Ecological Modelling* 221: 1230-1238. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2009.12.018
- LIU, P. J., K. T. SHAO, R. Q. JAN, T. Y. FAN, S. L. WONG, J. S. HWANG, J. P. CHEN, C. C. CHEN & H. J. LIN. 2009. A trophic model of fringing coral reefs in Nanwan Bay, southern Taiwan suggests overfishing. *Marine Environmental Research* 68: 106-117. DOI: 10.1016/j.marenvres.2009.04.009
- MARTÍNEZ-CASTILLO, V., A. P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO, J. D. SANTIAGO-VALENTÍN & A. L. CUPUL-MAGAÑA. 2020. The influence of urban pressures on coral physiology on marginal coral reefs of the Mexican Pacific. *Coral Reefs* 39: 625-637. DOI: 10.1007/s00338-020-01957-z
- MILLER, R. L. & B. A. McKEE. 2004. Using MODIS Terra 250 m imagery to map concentrations of total suspended matter in coastal Waters. *Remote Sensing of Environment* 93: 259-266. DOI: 10.1016/j.rse.2004.07.012
- MOORE, J. C., E. L. BERLOW, D. C. COLEMAN, P. DE RUITER, Q. DONG, A. HASTINGS, N. COLLINS JOHNSON, K. S. McCANN, K. MELVILLE, P. J. MORIN, K. NADELHOFFER, A. D. ROSEMOND, D. M. POST, J. L. SABO, K. M. SCOW, M. J. VANNI & D. H. WALL. 2004. Detritus, trophic dynamics, and biodiversity. *Ecology Letters* 7: 584-600. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2004.00606.x
- MUHLY, T. B., M. HEBBLEWHITE, D. PATON, J. A. PITT, M. S. BOYCE & M. MUSIANI. 2013. Humans strengthen bottom-up effects and weaken trophic cascades in a terrestrial food web. *PLoS ONE* 8 (5): e64311. DOI: 10.1371/journal.pone.0064311
- MUKHERJEE, J., S. KARAN, M. CHAKRABARTY, A. BANERJEE, N. RAKSHIT & S. RAY. 2019. An approach towards quantification of ecosystem trophic status and health through ecological network analysis applied in Hooghly-Matla estuarine system, India. *Ecological Indicators* 100: 55-68. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.08.025
- ODUM, E. P. 1969. The strategy of ecosystem Development. *Science* 164: 262-270. DOI: 10.1126/science.164.3877.262
- OKEY, T. A., S. BANKS, A. F. BORN, R. H. BUSTAMANTE, M. CALVOPIÑA, G. J. EDGAR, E. ESPINOZA, J. M. FARIÑA, L. E. GARSKE, G. K. RECK, S. SALAZAR, S. SHEPHERD, V. TORAL-GRANDA & P. WALLEN. 2004. A trophic model of a Galápagos subtidal rocky reef for evaluating fisheries and conservation strategies. *Ecological Modelling* 172: 383-401. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2003.09.019
- OPITZ, S. 1993. A quantitative model of the trophic interactions in a Caribbean coral reef ecosystem. In: Christensen, V. & D. Pauly (Eds.). *Trophic models of aquatic ecosystems*. ICLARM Conf. Proc. 26, pp. 259-268.
- ORTIZ, M. 2018. Robustness of macroscopic-systemic network indices after disturbances on diet-community matrices. *Ecological Indicators* 95: 509-517. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.07.043
- ORTIZ, M. & R. LEVINS. 2017. Self-feedbacks determine the sustainability of human interventions in eco-social complex systems: Impacts on biodiversity and ecosystem health. *PLoS ONE* 12 (4): e0176163. DOI: 10.1371/journal.pone.0176163
- ORTIZ, M., F. BERRIOS, L. CAMPOS, R. URIBE, A. RAMÍREZ, B. HERMOSILLO-NÚÑEZ, J. GONZÁLEZ & F. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA. 2015. Mass balanced trophic models and short-term dynamical simulations for benthic ecological systems of Mejillones and Antofagasta bays (SE Pacific): Comparative network structure and assessment of human impacts. *Ecological Modelling* 309-310: 153-162. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2015.04.006
- PIMM, S. L. 1982. Food webs. In: Pimm, S.L. (Ed.). *Food Webs, population, and community biology*. Springer, pp. 1-11. DOI: 10.1007/978-94-009-5925-5_1
- PORTELA, E., E. BEIER, E. BARTON, R. CASTRO, V. GODÍNEZ, E. PALACIOS-HERNÁNDEZ, P. FIEDLER, L. SÁNCHEZ-VELASCO & A. TRASVIÑA. 2016. Water masses and circulation in the tropical Pacific off central Mexico and surrounding areas. *Physical Oceanography* 46: 3069-3081. DOI: 10.1175/JPO-D-16-0068.1
- REYES-BONILLA H. 2003. Coral reefs of the Pacific coast of Mexico. In: Cortés, J. (Ed.). *Latin American Coral Reefs*. Elsevier, pp. 331-349. DOI: 10.1016/B978-044451388-5/50015-1

- REYES-RAMÍREZ, H., A. TRIPP-VALDEZ, F. R. ELORRIAGA-VERPLANCKEN, A. PIÑÓN-GIMATE, M. J. ZETINA REJÓN & F. GALVÁN-MAGAÑA. 2022. Feeding guilds among batoids in the northwest coast of the Baja California Sur, Mexico. *Marine Ecology*. DOI: 10.1111/maec.12728
- SAMPSON, L., F. GALVÁN-MAGAÑA, R. DE SILVA-DÁVILA, S. AGUÍNIGA-GARCÍA & J. B. O'SULLIVAN. 2010. Diet and trophic position of the devil rays *Mobula thurstoni* and *Mobula japanica* as inferred from stable isotope analysis. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 90: 969-976. DOI: 10.1017/S0025315410000548
- SMITH, V. H. 2006. Responses of estuarine and coastal marine phytoplankton to nitrogen and phosphorus enrichment. *Limnology and Oceanography* 51: 377-384. DOI: 10.4319/lc.2006.51.1_part_2.037
- TENNENBAUM, S. & R. E. ULANOWICZ. 1988. Growth and development: Ecosystems phenomenology. *Estuaries* 11 (1): 73. DOI: 10.2307/1351721
- ULANOWICZ, R., 1986. Growth and Development: Ecosystems Phenomenology. Springer, New York. 203 p.
- ULANOWICZ, R. 1997. *Ecology, the Ascendent perspective. Complexity in Ecological Systems Series*. Columbia University Press, New York. 201 p.
- ULANOWICZ, R. & CH. PUCCIA. 1990. Mixed trophic impacts in ecosystems. *Ceonoces* 5: 7-16.
- WALTERS, C., V. CHRISTENSEN & D. PAULY. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Review in Fish Biology and Fisheries* 7: 139-172. DOI: 10.1023/A:1018479526149

Contribución de los heterótrofos a la calcificación secundaria en arrecifes marginales del Pacífico mexicano

Contribution of heterotrophs to secondary calcification in marginal reefs of the Mexican Pacific

J. Fernando Alvarado-Rodríguez^{1,2*}, Héctor Nava², Rafael A. Cabral-Tena¹, C. Orión Norzagaray-López³, Luis E. Calderon-Aguilera¹

Recibido: 31 de octubre de 2022.

Aceptado: 11 de abril de 2023.

Publicado: agosto de 2023.

RESUMEN

Antecedentes. Los esclerobiontes (e.g., algas calcáreas, briozoos, poliquetos, moluscos, y balanos) participan en la producción de carbonato de calcio (CaCO_3) arrecifal. Su contribución es vital para mantener balances de CaCO_3 positivos, especialmente en arrecifes marginales. **Objetivo.** Comparar la producción de CaCO_3 por esclerobiontes en un arrecife sujeto a estrés antropogénico - Las Gatas (LG), en la bahía de Zihuatanejo Guerrero, y otro bajo condiciones ambientales altamente fluctuantes - La Llave (LL), en Bahía de Los Ángeles (Golfo de California). **Métodos.** Se utilizaron CAUs (Calcification/Accretion Units) para promover el reclutamiento de esclerobiontes durante dos periodos de inmersión: 6 y 15 meses. **Resultados.** La tasa de calcificación fue alta a los 6 meses y luego disminuyó debido a la rápida colonización y crecimiento inicial seguido de una disminución con el tiempo. Los esclerobiontes depositaron $1.2 \pm 0.4 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en LG, lo que representa el 7% de la producción de corales ramificados en el Pacífico sur mexicano ($17.2 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), mientras que en LL depositaron $2.1 \pm 0.7 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, equivalente al 20% de la producción de corales masivos en la zona ($10.1 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). Los grupos que más CaCO_3 depositaron fueron los moluscos y los briozoos en LG (hasta $0.65 \pm 0.16 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), y los balanos en LL (hasta $2.32 \pm 0.35 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). **Conclusiones.** Estos resultados destacan el papel de los heterótrofos como calcificadores secundarios tanto en LG, un sitio impactado por actividad antropogénica, como en LL, un sitio con bajo impacto antropogénico, pero con alta productividad biológica asociada a surgencias. Este hallazgo implica que las condiciones ambientales en los sitios de estudio limitan la calcificación de los calcificadores primarios (i.e., corales y CCA) pero estimulan la de calcificadores secundarios, con potenciales repercusiones geomórficas.

Palabras clave: Cementación, esclerobiontes, Golfo de California, producción de CaCO_3

ABSTRACT

Background. Sclerobionts (e.g., calcareous algae, bryozoans, polychaetes, mollusks, and barnacles) produce reef calcium carbonate (CaCO_3). Their contribution is key to maintaining positive CaCO_3 balances, especially in marginal reefs. **Objective.** To compare the production of CaCO_3 by sclerobionts in two marginal reefs of the Mexican Pacific: Las Gatas (LG), in Zihuatanejo Guerrero Bay, and La Llave (LL), in Bahía de Los Angeles (Gulf of California). **Methods.** CAUs (Calcification/Accretion Units) were used to promote sclerobiont recruitment during two deployment times: 6 and 15 months. **Results.** The calcification rate was high at six months and then decreased due to rapid colonization and initial growth, followed by a decrease over time. Sclerobionts deposited $1.2 \pm 0.4 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ in LG, which represents 7% of the production of branching corals in the Mexican South Pacific ($17.2 \text{ kg m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$), while in LL, they deposited $2.1 \pm 0.7 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$; equivalent to 20% of the production of massive corals in the area ($10.1 \text{ kg m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$). The groups that deposited most CaCO_3 were mollusks and bryozoans in LG (up to $0.65 \pm 0.16 \text{ kg m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) and barnacles in LL (up to $2.32 \pm 0.35 \text{ kg m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$). **Conclusions.** These results highlight the role of heterotrophs as secondary calcifiers both in LG, a site impacted by anthropogenic activity, and in LL, an area with low anthropogenic impact but high biological productivity associated with upwellings. This finding implies that the environmental conditions at the study sites limit the calcification of primary calcifiers (i.e., corals and CCA) but promote that of secondary calcifiers, with potential geomorphic repercussions.

Keywords: CaCO_3 production, cementation, Gulf of California, sclerobionts

¹ Departamento de Ecología Marina, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. Carretera Ensenada-Tijuana 3918, Zona Playitas, Ensenada, B. C., 22860. México

² Laboratorio de Biodiversidad Marina, Instituto de Investigaciones sobre los Recursos Naturales, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Avenida San Juanito Itzicuaró s/n, Col. Nueva Esperanza, Morelia, Michoacán, 58337. México

³ Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Universidad Autónoma de Baja California, campus Ensenada. Km. 103 Carretera Ensenada-Tijuana, Zona Playitas, Ensenada, B. C., 22860. México

*Corresponding author:

J. Fernando Alvarado-Rodríguez: e-mail: jfalvarado15@gmail.com

To quote as:

Alvarado-Rodríguez, J. F., H. Nava, R. A. Cabral-Tena, C. O. Norzagaray-López & L. E. Calderon-Aguilera. 2023. Contribución de los heterótrofos a la calcificación secundaria en arrecifes marginales del Pacífico mexicano. *Hidrobiológica* 33 (2): 169-178.

DOI:10.24275/HVOS4166

INTRODUCCIÓN

La estructura tridimensional de carbonato de calcio (CaCO_3) típica de un arrecife de coral es el resultado de la interacción entre procesos constructivos y destructivos (Stearn *et al.*, 1977). Los corales escleractínios y las algas coralinas incrustantes (de aquí en adelante abreviadas como CCA por sus siglas en inglés) son los mayores grupos de organismos calcificadores que contribuyen a la producción de CaCO_3 en ambientes tropicales oligotróficos (Goreau, 1963). No obstante, donde estas condiciones no se cumplen otros esclerobiontes no escleractínios contribuyen en igual o mayor medida (e.g., Randi *et al.*, 2021).

Los esclerobiontes no escleractínios más importantes son los briozoos, las CCA, los poliquetos serpulídeos, los moluscos incrustantes (gasterópodos y bivalvos), los foraminíferos, y los balanos (Martindale, 1976; Matsuda, 1989; Richter & Wunsch, 1999). Además de aportar nuevo CaCO_3 , las CCA y los briozoos quelostomados forman costras que contribuyen a estabilizar los fragmentos desprendidos de la estructura arrecifal (Mallela & Perry, 2007; Perry & Hepburn, 2008; Rasser & Riegl, 2002), y en regiones donde la precipitación inorgánica de cementos calcáreos es baja, las capas de CaCO_3 que generan estos grupos son importantes para preservar las estructuras arrecifales (Manzello *et al.*, 2008).

En el Pacífico Oriental Tropical (POT) los arrecifes de coral no consolidan como grandes estructuras debido, entre otras cosas, a las altas tasas de bioerosión, los cambios extremos de temperatura, y la alta concentración de nutrientes (Cortés, 2003; Glynn *et al.*, 2017). Además, estos ecosistemas enfrentan una creciente amenaza desde impactos locales como la contaminación, explotación de especies asociadas a los arrecifes, y el exceso de sedimentos terrígenos (Cortés & Reyes-Bonilla, 2017). En la región de Zihuatanejo Guerrero, en el Pacífico tropical mexicano, los arrecifes cercanos a las zonas urbanas están experimentando una acelerada degradación ambiental debido al impacto por actividades humanas (Nava & Ramírez-Herrera, 2012). En Playa Las Gatas, la comunidad coralina exhibe un alto grado de deterioro debido a la sobrecarga del sitio por las actividades turísticas y las altas tasas de sedimentación acompañadas de vertido de aguas residuales (Nava *et al.*, 2014).

En la región central del Golfo de California, en cambio, no se desarrollan estructuras arrecifales debido a las condiciones ambientales extremas (Reyes-Bonilla *et al.*, 2008). La mezcla vertical asociada a la batimetría y a las fuertes corrientes de marea (Gaxiola-Castro *et al.*, 1978) promueven surgencias intermitentes que incrementan la concentración de nutrientes y reducen la temperatura, el pH, y el Ω_{ara} en la superficie. El objetivo de este trabajo fue comparar la producción de CaCO_3 por esclerobiontes en una localidad del Pacífico tropical mexicano sujeta a estrés antropogénico (Nava *et al.*, 2014) con otra en el Golfo de California bajo condiciones ambientales altamente fluctuantes (previamente estudiada en Alvarado-Rodríguez *et al.*, 2022).

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio. Isla La Llave ($28^{\circ}59'52''\text{N}$, $113^{\circ}31'13''\text{O}$; Fig. 1A) se localiza frente a Bahía de Los Ángeles en el Golfo de California, una región que destaca por su alta productividad primaria asociada a surgencias (Simpson *et al.*, 1994). En este sitio existen colonias de *Porites panamensis* (Verrill, 1866) que crecen de forma incrustante y masiva

sobre sustrato rocoso entre los 2 y 6 m de profundidad, cubriendo cerca del 16% del sustrato (Tejada-Begazo *et al.*, 2022). La temperatura superficial del mar (TSM) muestra un fuerte patrón estacional, con valores bajos en invierno (16°C) y altos en verano (30°C) (Soto-Mardones *et al.*, 1999).

Playa Las Gatas ($17^{\circ}37'19.7''\text{N}$, $101^{\circ}33'10.5''\text{W}$; Fig. 1B) se localiza dentro y al sur de la bahía de Zihuatanejo, Guerrero en el Pacífico tropical mexicano (PTM) y alberga una comunidad coralina conformada por corales del género *Pocillopora* y en menor medida por corales del género *Pavona* que crecen en forma de pequeñas colonias dispersas sobre sustrato rocoso entre los 2 y 6 metros de profundidad (Nava *et al.*, 2021). Esta comunidad coralina subsiste bajo condiciones de alto estrés por sedimentos ($> 1 \text{ kg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$) y nutrientes (e.g., $0.8 \text{ mg Chl-a m}^{-3}$), pero una temperatura del agua relativamente estable a lo largo del año ($27-31^{\circ}\text{C}$) (Nava *et al.*, 2014).

Variables ambientales derivadas de satélite. Se evaluó la variabilidad temporal de la temperatura en la superficie del mar (TSM) y la concentración de clorofila a (Chl-a) como una variable proxy de la productividad primaria (Huot *et al.*, 2007; Poikâne *et al.*, 2010). Para ello, se descargaron imágenes del sensor satelital MODIS-Aqua suministradas por la NASA (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov>). Las imágenes fueron promedios mensuales del periodo comprendido entre enero de 2019 y diciembre de 2020 con una resolución espacial de 4 km.

Colección de esclerobiontes. Para estudiar el ensamblaje de esclerobiontes y estimar su tasa de calcificación se emplearon unidades de acreción arrecifal, mejor conocidas como CAUs por sus siglas en inglés (Calcification/Accretion Units, Price *et al.*, 2012). Estas estructuras artificiales se han usado en estudios previos hechos en el Pacífico mexicano (Alvarado-Rodríguez *et al.*, 2019, 2022; Nava *et al.*, 2022; Orrante *et al.*, 2023). Cada CAU consistió de 4 superficies cuadradas ($10 \times 10 \text{ cm}$) de PVC armadas en pares en un tramo de 20 cm de varilla roscada inoxidable de $3/8''$ y con una separación entre pares de placas de 1 cm. Para mantener las CAUs aproximadamente 30 cm encima del lecho marino, cada CAU se fijó a una varilla de acero inoxidable previamente clavada y asegurada con plastilina epóxica al sustrato rocoso. Cada CAU mimetizó cuatro diferentes sustratos orientados horizontalmente en el ambiente natural: 1) Superficie Superior Expuesta (SSE), estuvo orientada hacia arriba y representó aquellos sustratos que están expuestos a la luz, a la sedimentación, al pastoreo, y a la turbulencia del agua, 2) Superficie Superior Críptica (SSC), por debajo de la SSE y orientada hacia abajo, representó aquellos sustratos que se encuentran protegidos de estas variables, 3) Superficie Inferior Críptica (SIC), en frente de la SSC y orientada hacia arriba, representó a los sustratos que se encuentran protegidos de la luz y la turbulencia del agua, pero potencialmente expuestos a la sedimentación por flujo horizontal, y 4) Superficie Inferior Expuesta (SIE), por debajo de la SIC y orientada hacia abajo, representó aquellos sustratos que están protegidos de la luz directa y de la sedimentación, pero que al mismo tiempo están expuestos a la turbulencia del agua y al pastoreo (ver fotos insertas en la figura 1).

En cada sitio se colocaron 10 CAUs en la primavera de 2019 (abril en Las Gatas y junio en La Llave) y se recuperaron en grupos de 5 unidades después de 6 y 15 meses de inmersión. Una vez recuperadas, cada CAU se desarmó y las superficies se secaron al aire libre durante al menos 4 horas. Enseguida, cada superficie se almacenó por separado en una bolsa de plástico debidamente etiquetada para su traslado al laboratorio.

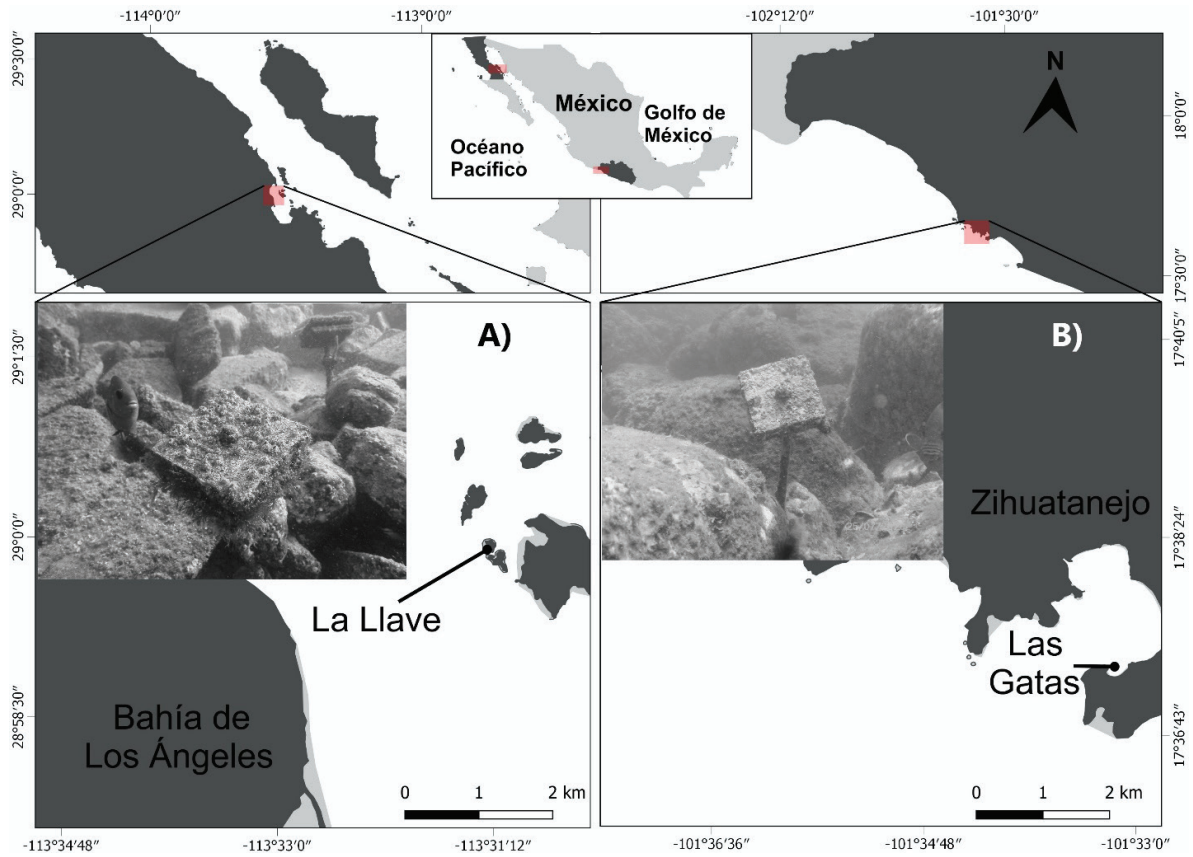


Figura 1. Localización de los sitios de estudio en el Golfo de California (A, La Llave) y en el Pacífico tropical mexicano (B, Las Gatas). Se muestran fotografías de las estructuras artificiales instaladas in situ para promover el reclutamiento de flora y fauna incrustante.

Determinación de la tasa de calcificación neta. En el laboratorio, cada superficie se colocó en un recipiente de plástico y se trató con hipoclorito de sodio al 4% por 48 horas para degradar los tejidos orgánicos. Enseguida se enjuagaron con agua de garrafón y se secaron en un horno a 60 °C por 48 horas. Las estructuras calcáreas se identificaron a nivel de grupos y se rasparon y clasificaron con ayuda de pinzas y un microscopio estereoscópico en 1 de 7 categorías: 1. CCA, 2. Poliquetos, 3. Moluscos sésiles, 4. Moluscos móviles (e.g., patelas), 5. Briozoos, 6. Balanos, y 7. Misceláneo (i.e., sin identificar).

El sobrecrecimiento entre grupos fue común, principalmente se observó a las CCA y los briozoos sobrecreciendo a los balanos, por lo que se estimó la biomasa calcificada (i.e., calcimasa, Beukema, 1982; dos Reis *et al.*, 2016; Price *et al.*, 2012) proporcional de los epibiontes. Para ello, se pesaron 30 balanos sobrecrecidos con CCA y 30 con briozoos (w1). Enseguida, se rasparon completamente y se volvieron a pesar (w2). La proporción de calcimasa del balano expresada en porcentaje se calculó con la ecuación 1:

$$Cb(\%) = \frac{w1}{w2} * 100 \tag{1}$$

Dónde: Cb = calcimasa del balano; w1 = peso del balano con alga o briozoo; w2 = peso del balano solo (raspado).

La proporción de calcimasa perteneciente a CCA o briozoo se calculó como: 100-Cb. En promedio (±DE), cuando las CCA sobrecrecieron a los balanos el 36 ± 16% de la calcimasa total fue de las algas y el 64 ± 16% de los balanos, mientras que cuando los briozoos sobrecrecieron a los balanos el 17 ± 11% fue de los briozoos y el 83 ± 12% de los balanos. Los tubos de poliquetos pequeños (e.g., esperóridos < 5 mm) que crecieron directamente en las superficies de PVC o adheridos a las conchas de moluscos y balanos, fueron raspados y colectados por separado. Las costras de CCA y briozoos adheridas a los tubos de poliquetos serpúlidos grandes (e.g., *Spirobranchus*) y a las conchas de moluscos, también fueron raspadas desde cada individuo observado.

Tanto las costras de CCA y briozoos como los tubos de poliquetos espiróridos adheridos a las superficies, se rasparon y pesaron por separado. La calcimasa de todos los grupos se pesó con una balanza analítica (± 0.001 g). Finalmente, fragmentos pequeños sin identificar se rasparon y clasificaron juntos en la categoría 7 (misceláneo).

La tasa de calcificación neta del ensamblaje se calculó como el cociente entre la calcimasa depositada en las cuatro superficies de una CAU (g) y la suma del área de las cuatro superficies (cm²) y el tiempo de inmersión (días). Como se obtuvo la calcimasa en cada superficie y para cada grupo, también se estimó la tasa de calcificación para cada superficie (microhábitat) y cada grupo taxonómico. Por último, las tasas

de calcificación se escalaron a $\text{kg m}^{-2} \text{año}^{-1}$ para contrastar nuestros resultados con los de otros estudios.

Análisis de datos. Para evaluar el efecto del sitio y el periodo de inmersión sobre la tasa de calcificación neta, se aplicó un análisis de varianza de dos factores (ANOVA) y pruebas post hoc de Tukey. Este mismo procedimiento estadístico se replicó para evaluar el efecto del microhábitat y el periodo de inmersión en cada sitio, seguido de un test de comparaciones pareadas (Pairwise *t* test) cuando el factor microhábitat o la interacción fueron significativos. No se detectó violación de los supuestos de normalidad y homocedasticidad de los residuales en ninguno de los casos (pruebas de Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente). Se realizó un análisis de coordenadas principales (PCO) para evaluar la variabilidad entre sitios e identificar asociaciones entre microhábitats y grupos de esclerobiontes. Para realizar este análisis se construyó una matriz de similitudes utilizando el índice de Bray-Curtis con los datos de calcificación previamente transformados a raíz cuadrada. Los gráficos y estadísticos univariados se realizaron en R v. 4.2.0 (R Core Team, 2022) con las paqueterías *ggplot2* (Wickham, 2016) y *car* (Fox & Weisberg, 2019) y el PCO con PRIMER 6 v. 6.1.13 & PERMANOVA + v. 1.0.3 (Anderson *et al.*, 2008).

RESULTADOS

Variabilidad ambiental. La temperatura en la superficie del mar (TSM) varió $\sim 15^\circ\text{C}$ a lo largo del año en La Llave (Alvarado-Rodríguez *et al.*, 2022) y $\sim 5^\circ\text{C}$ en Las Gatas. La TSM promedio anual (\pm DE) fue de $21.5 \pm 5^\circ\text{C}$ en La Llave y $29.3 \pm 1.5^\circ\text{C}$ en Las Gatas, con los valores más altos durante el verano y los más bajos durante el invierno en ambos sitios. La concentración de Chl-*a* promedio anual (\pm DE) fue $1.58 \pm 0.61 \text{ mg m}^{-3}$ en La Llave y $1.16 \pm 0.98 \text{ mg m}^{-3}$ en Las Gatas, y en

ambos sitios los valores más bajos se presentaron en las estaciones verano-otoño y los más altos en invierno-primavera (Fig. 2).

Tasa de calcificación total y a nivel de microhábitat. La tasa de calcificación neta (media \pm DE) fue más alta en La Llave ($2.07 \pm 0.74 \text{ kg m}^{-2} \text{año}^{-1}$) que en Las Gatas ($1.19 \pm 0.41 \text{ kg m}^{-2} \text{año}^{-1}$) ($F_{1,14} = 18.09$, $p < 0.001$) y los valores más altos se observaron a los 6 meses de inmersión en ambos sitios ($F_{1,14} = 14.65$, $p < 0.01$, Fig. 3A). En La Llave, el ANOVA de 2 factores reveló un efecto de la superficie ($F = 31.237$, $p < 0.001$), el periodo de inmersión ($F = 24.356$, $p < 0.001$) y su interacción ($F = 7.475$, $p < 0.001$): la tasa de calcificación fue más alta en superficies expuestas (hasta $4.89 \pm 1.06 \text{ kg m}^{-2} \text{año}^{-1}$) que en crípticas ($1.17 \pm 0.48 \text{ kg m}^{-2} \text{año}^{-1}$) únicamente a los 6 meses (Fig. 3B). En Las Gatas, se observó un efecto de la superficie ($F = 3.821$, $p < 0.05$) pero no del periodo de inmersión ($F = 3.406$, $p > 0.05$), mientras que la interacción de factores fue significativa ($F = 3.268$, $p < 0.05$): la tasa de calcificación fue más alta en superficies crípticas (hasta $1.87 \pm 0.42 \text{ kg m}^{-2} \text{año}^{-1}$) que en expuestas ($0.75 \pm 0.38 \text{ kg m}^{-2} \text{año}^{-1}$) únicamente a los 6 meses (Fig. 3C).

Calcificación a nivel de grupos. Los grupos que dominaron la calcificación (media \pm DE) fueron los balanos ($1.73 \pm 0.14 \text{ kg m}^{-2} \text{año}^{-1}$) en La Llave y las patelas ($0.58 \pm 0.14 \text{ kg m}^{-2} \text{año}^{-1}$), balanos ($0.16 \pm 0.2 \text{ kg m}^{-2} \text{año}^{-1}$) y moluscos ($0.15 \pm 0.01 \text{ kg m}^{-2} \text{año}^{-1}$) en Las Gatas (Fig. 4). Las CCA mostraron tasas de calcificación bajas y similares entre sitios ($\sim 0.065 \text{ kg m}^{-2} \text{año}^{-1}$) mientras que los poliquetos serpúlicos fueron el grupo que menos CaCO_3 aportó ($< 0.04 \text{ kg m}^{-2} \text{año}^{-1}$).

Análisis multivariado de la calcificación de esclerobiontes. El análisis de coordenadas principales (PCO) mostró que los dos primeros ejes explicaron el 69.2% de la variación total inherente en la matriz de similitudes (PCO1 = 54.1% y PCO2 = 15.1%). El primer eje diferenció las muestras entre sitios, las procedentes de La Llave se agruparon

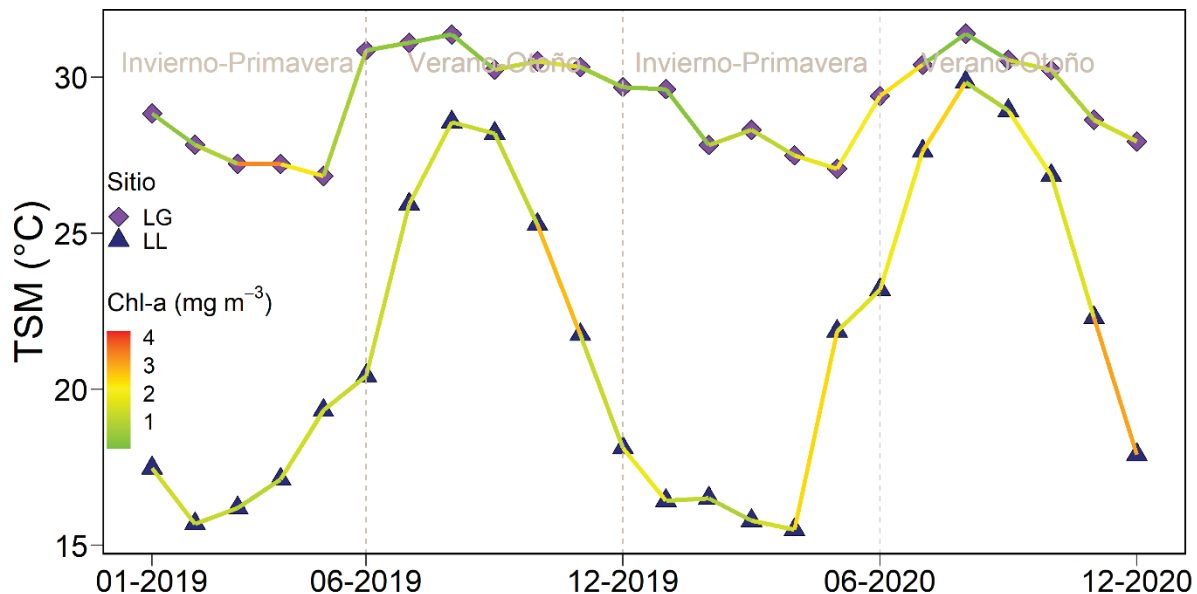


Figura 2. Variables ambientales derivadas de satélite para el periodo de estudio en Las Gatas (LG) y La Llave (LL).

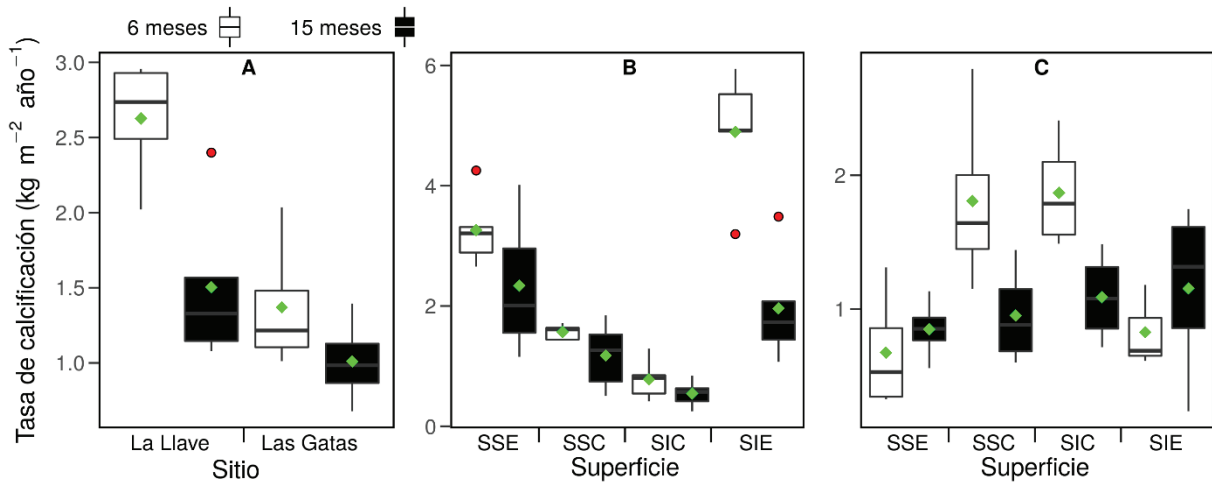


Figura 3. Diagramas de caja y bigotes (mediana y cuartiles 1-3) que muestran la tasa de calcificación neta por sitio y periodo de inmersión (A), y por superficie y periodo de inmersión en La Llave (B) y en Las Gatas (C). Los rombos de color verde representan la media y los puntos rojos en A y B son valores extremos.

en el lado positivo y las de Las Gatas en el lado negativo. El segundo eje separó las muestras entre superficies, pero esto fue evidente solo en Las Gatas: la superficie superior expuesta (SSE) se distribuyó en la parte positiva mientras que el resto de superficies (SSC, SIC y SIE) se agruparon mayormente en el lado negativo (Fig. 5). Se observaron correlaciones fuertes entre la calcificación de esclerobiontes y los ejes principales. La calcificación de los balanos se correlacionó positivamente con el primer eje ($\rho=0.92$), mientras que la de patelas ($\rho=-0.84$) y moluscos ($\rho=-0.59$) lo hizo negativamente. La calcificación de las CCA se correlacionó positivamente ($\rho=0.44$) y la de briozoos negativamente ($\rho=-0.51$) con el segundo eje.

DISCUSIÓN

Para conocer la tasa de producción de CaCO_3 biogénico en un arrecife o comunidad coralina es necesario conocer el aporte de los calcificadores primarios y secundarios (Perry *et al.*, 2012); sin embargo, los estudios sobre producción de CaCO_3 en el Pacífico mexicano se han enfocado casi exclusivamente a los corales escleractinios, dejando de lado a otros grupos. En otros trabajos, Alvarado-Rodríguez *et al.* (2019), (2022), Nava *et al.* (2022), y Orrante *et al.* (2023) demostraron que los esclerobiontes contribuyen cantidades significativas de carbonato a la estructura arrecifal en las comunidades y arrecifes de coral de esta región.

En este trabajo mostramos que aún bajo condiciones desfavorables, ya sea por actividades humanas (Las Gatas) o debido a factores ambientales (La Llave), el ensamblaje de esclerobiontes aporta cantidades sustanciales de material calcáreo al balance de carbonatos: desde 1.08 a $2.96 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en La Llave y desde 0.68 a $2.03 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en Las Gatas (Fig. 3A). En ambos sitios, la tasa de calcificación de los esclerobiontes alcanzó valores máximos a los 6 meses y después disminuyó. La disminución temporal fue mayor en La Llave debido al declive de 43% en la calcificación de los balanos (e.g., de $2.32 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ a los 6 meses a $1.14 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ a los 15 meses), potencialmente relacionado con la caída en la temperatura del agua durante este pe-

riodo (de 29.8 °C a 15.5 °C , fig. 2). Esto es consistente con la marcada estacionalidad en el Golfo de California y la poca variación de la temperatura en Zihuatanejo (Alvarado-Rodríguez *et al.*, 2022).

Se observó variación a nivel de microhábitats únicamente a los 6 meses: las mayores tasas de calcificación tuvieron lugar en los ambientes expuestos en La Llave (Fig. 3B) y en los cripticos en Las Gatas (Fig. 3C). No se observaron diferencias a los 15 meses posiblemente debido a que los esclerobiontes que dominaron la calcificación en ambos sitios fueron grupos solitarios (e.g., balanos y moluscos), cuyo crecimiento es rápido al inicio de la colonización, pero disminuye exponencialmente conforme avanza la sucesión ecológica (Jackson, 1977).

En general, la calcificación de los esclerobiontes representa aproximadamente el 20% (intervalo: 10.7–29.3%) de la que realizan los corales masivos en La Llave (e.g., *Porites panamensis*: $10.1 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$; Norzagaray-López *et al.*, 2015) y el 7% (intervalo: 3.9–11.8%) de la de corales ramificados en Las Gatas (e.g., *Pocillopora damicornis* (Linnaeus, 1758): $17.2 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$; Cabral-Tena *et al.*, 2020) (Fig. 4). Estos valores podrían ser ligeramente mayores, ya que con la metodología empleada en este trabajo existe el riesgo de pérdida de material calcáreo seco por efecto volátil durante el raspado de las estructuras de CaCO_3 . Como una sugerencia, para estimar el grado de error asociado a esta metodología, futuros trabajos podrían contrastar el peso seco de las superficies antes y después del raspado de los esclerobiontes y contrastarlo con la calcimasa total obtenida.

No obstante, los valores de producción de CaCO_3 obtenidos con esta metodología para el Pacífico mexicano son altos en comparación con otras regiones del mundo. Por ejemplo, el ensamblaje de esclerobiontes produce entre 0.24 – $0.62 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en el océano Índico (Dee *et al.*, 2021), entre 0.0002 – $1.09 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en el Caribe (Hepburn *et al.*, 2014; Kuffner *et al.*, 2013; Mallela, 2007, 2013) y entre 0.13 – $1.38 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en el Atlántico sur (dos Reis *et al.*, 2016; Randi *et al.*, 2021). Por otro lado, estos valores son similares a los reportados para el Pacífico central (1.94 – $2.01 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, Vargas-Ángel *et al.*, 2015) y para la Gran Barrera de Coral (0.34 – 3.61 , Kennedy *et al.*, 2017).

Sin embargo, a diferencia de todas estas regiones donde las CCA son el grupo de esclerobiontes que más CaCO_3 aporta, en el Pacífico mexicano son heterótrofos. En La Llave, de un total de 629 g de CaCO_3 que fueron cuantificados, los balanos depositaron aproximadamente el 81%, mientras que, de un total de 309 g de CaCO_3 que fueron cuantificados en Las Gatas, las patelas depositaron aproximadamente el 50%, por lo tanto, estos grupos fueron irrefutablemente los mayores calcificadores. Aunque estos grupos no contribuyen directamente a la construcción de la estructura arrecifal primaria (Browne *et al.*, 2021; Scoffin, 1992) ni a su cementación (Manzello *et al.*, 2008; Perry *et al.*, 2008), su contribución es clave para otros procesos geomórficos, como la producción de sedimentos calcáreos (Halfar *et al.*, 2004; Hallock, 2001; Perry *et al.*, 2011) y el mantenimiento de balances positivos de CaCO_3 en arrecifes y comunidades donde la cobertura de coral es baja (Morgan & Kench, 2017; Randi *et al.*, 2021). Particularmente en las Gatas, donde existe una baja cobertura de coral vivo (Nava *et al.*, 2014), otros organismos que contribuyeron en menor medida a la producción de CaCO_3 , como los briozoos quelostomados y los poliquetos serpulidos, potencialmente contribuyen a estabilizar los fragmentos sueltos (e.g., escombros coralinos; Kenyon *et al.*, 2022).

En el Pacífico tropical mexicano los arrecifes y comunidades coralinas persisten bajo condiciones de valores altos de sedimentación y turbidez del agua (Liñán-Cabello *et al.*, 2016; López-Pérez *et al.*, 2012; Nava & Ramírez-Herrera, 2012). El exceso de sedimentos suspendidos y la alta concentración de fitoplancton en el agua pueden disminuir la calidad y la cantidad de luz disponible para los organismos benthicos que realizan fotosíntesis (Fabricius, 2005). Una vez que los sedimentos se depositan en el fondo, los organismos pueden llegar a ser sepultados y morir por asfixia en casos extremos (Rogers, 1990). Esto puede explicar las bajas tasas de calcificación de las CCA observadas en este trabajo ($< 0.1 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), ya que en regiones como la Gran Barrera Arrecifal exhiben tasas de calcificación de hasta $8.4 \text{ kg m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Kennedy *et al.*, 2017), lo que sugiere que las condiciones en el Pacífico mexicano son subóptimas para la calcificación de este taxón.

El exceso de sedimentos depositados puede conducir al entierro y la asfixia de organismos benthicos sésiles (Miller *et al.*, 2022). En las Gatas, aunque las tasas de sedimentación son elevadas (e.g., $0.48 \pm 0.19 \text{ kg m}^{-2} \text{ día}^{-1}$; Nava *et al.*, 2014), no se encontró evidencia de asfixia

por sedimentos en ninguna de las superficies expuestas a esta variable (i.e., SSE y SIC). Una evidencia de asfixia por sedimentos habría sido encontrar organismos sepultados, pero esto no ocurrió. Además, la materia orgánica que dejan los organismos al morir asfixiados por sedimentos rápidamente es oxidada, y cuando el oxígeno se agota comienzan la descomposición anaeróbica, dejando una mancha negra en su lugar. Esto tampoco fue observado en este trabajo. Sin embargo, se observó que los heterótrofos sensibles al estrés por sedimentos (e.g., briozoos, Lombardi *et al.*, 2014) mostraron una fuerte preferencia por las superficies protegidas. Esto es consistente con trabajos previos que han documentado preferencias de hábitat de fauna benthica en relación con el grado de exposición a la sedimentación (e.g., Azevedo *et al.*, 2006; Hepburn *et al.*, 2014; Maughan, 2001). Es posible que el alto hidrodinamismo que existe en la región del Pacífico tropical mexicano contribuya a remover los sedimentos depositados en el lecho marino (Granja-Fernández & López-Pérez, 2008), lo que podría evitar el sepultamiento de organismos benthicos.

En la región de Bahía de Los Ángeles, en cambio, el aporte de sedimentos terrígenos a las comunidades benthicas es casi imperceptible debido a la baja precipitación pluvial y la falta de escorrentía (Alvarado-Rodríguez *et al.*, 2022), por lo que no representa una amenaza para la biota en general. Sin embargo, la concentración de nutrientes y carbono inorgánico disuelto (CID), así como la temperatura en la superficie del mar (TSM), muestran una fuerte variación estacional que dificulta la supervivencia de especies constructoras de arrecifes (Reyes-Bonilla *et al.*, 2008). Esta dinámica es modulada por la advección de Agua Subsuperficial Subtropical (ASsSt) en invierno y Agua del Golfo de California (AGC) en verano (Martínez-Fuentes *et al.*, 2022). Durante el invierno, el afloramiento de ASsSt se intensifica y genera un enriquecimiento de nutrientes y CID, así como una disminución en la TSM (Fig. 2). Conforme el afloramiento de agua se relaja hacia el verano, el AGC (pobre en nutrientes y CID, pero más cálida) gana volumen y genera las condiciones óptimas para el crecimiento de fitoplancton (Hernández-Ayón *et al.*, 2013). Los esclerobiontes filtradores se benefician de este abundante alimento pelágico que les provee energía metabólica adicional y mejora sus tasas de crecimiento (Drenkard *et al.*, 2013; Edmunds, 2011; Findlay *et al.*, 2011) al grado de dominar la producción de sedimentos calcáreos en la región (Halfar *et al.*, 2004).

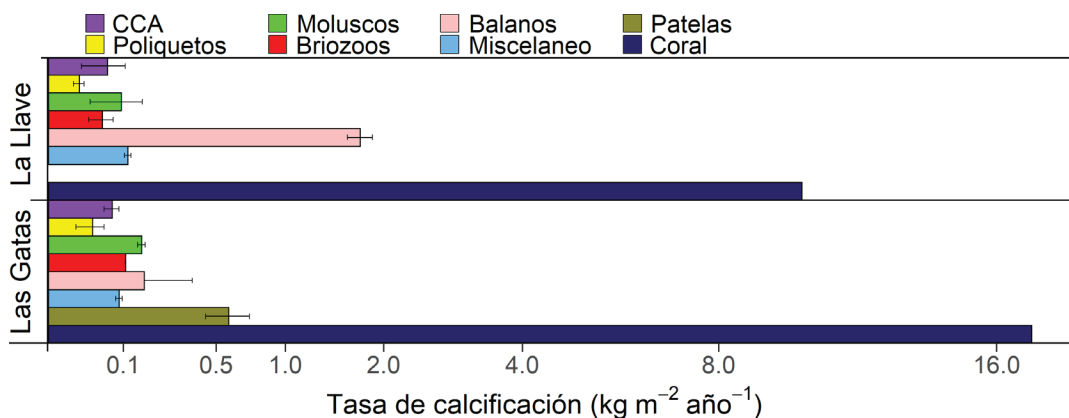


Figura 4. Tasa de calcificación (media \pm DE) de esclerobiontes a nivel de grupos. Los valores de corales corresponden a *Porites panamensis* en La Llave (Norzagaray-López *et al.*, 2015) y a *Pocillopora damicornis* en Las Gatas (Cabral-Tena *et al.*, 2020).

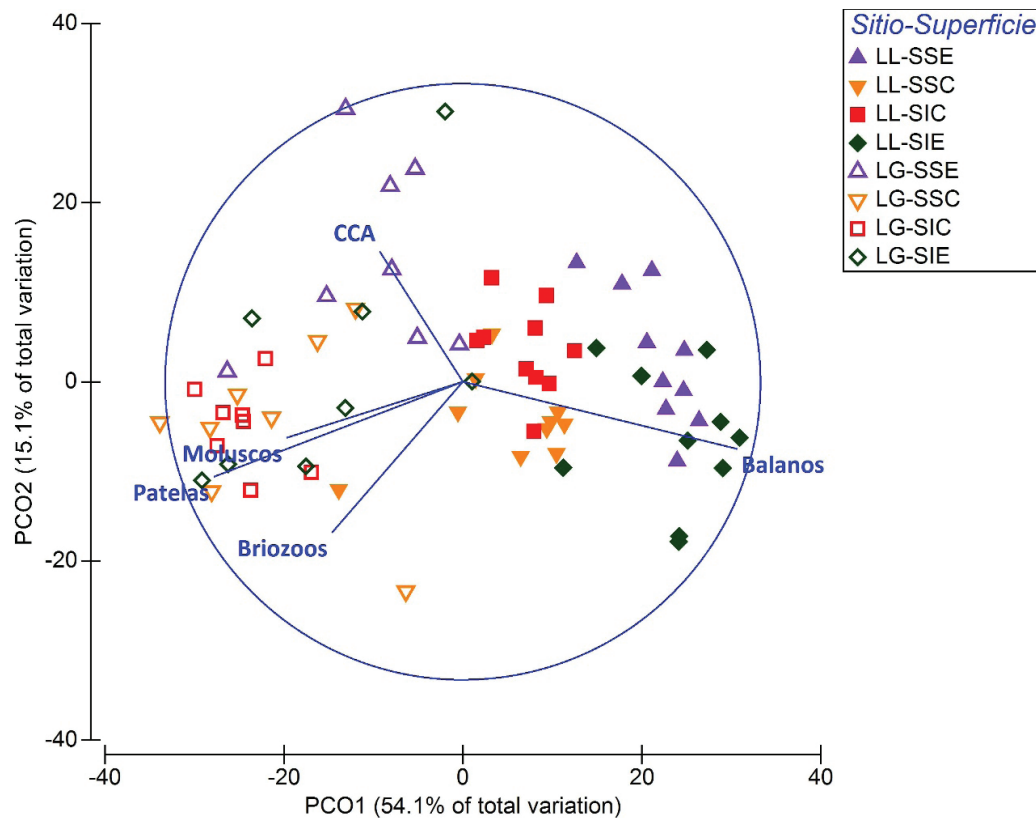


Figura 5. Análisis de coordenadas principales (PCO) realizado con datos de calcificación a nivel de grupos.

Aunque ambientalmente distintos, la calcificación secundaria en los sitios de estudio fue dominada por heterótrofos. El análisis de coordenadas principales (PCO) confirmó que los balanos fueron el grupo de esclerobiontes más importante en La Llave mientras que en Las Gatas fueron las patelas, moluscos y briozoos (Fig. 5). Adicionalmente, en Las Gatas resaltaron las CCA debido a que fueron el grupo que dominó la calcificación en las superficies expuestas bien iluminadas, aunque su contribución fue comparativamente baja (Fig. 4). En un estudio previo, Alvarado-Rodríguez *et al.* (2019) también documentaron el dominio de esclerobiontes filtradores en Las Gatas, sin embargo, el grupo más importante en términos de producción de CaCO_3 fueron los balanos. Es posible que el dominio de heterótrofos en las Gatas se deba a la eutrofización que es promovida por la descarga de aguas residuales en el sitio (Nava *et al.*, 2014), ya que esto incrementa la productividad biológica y la disponibilidad de alimento pelágico, que finalmente beneficia a estos grupos filtradores, potenciando su crecimiento y calcificación (e.g., Geraci *et al.*, 2008; Sanford & Menge, 2001).

Estos resultados revelan la importante contribución que realizan los esclerobiontes heterótrofos a la producción de carbonatos en arrecifes marginales del Pacífico mexicano, particularmente en aquellos donde el impacto antropogénico es evidente y donde las condiciones físicas y biogeoquímicas (e.g., temperatura, productividad y pH) limitan el crecimiento y la calcificación de corales y CCA. Su aporte de CaCO_3 es particularmente relevante para procesos geomórficos como la producción de sedimentos calcáreos arrecifales y costeros, y para mantener balances positivos de CaCO_3 en arrecifes con baja cobertura coralina.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a todos los colegas que nos ayudaron en el trabajo de campo. Un especial agradecimiento a Elizabeth Morales y a Ofir Molina por su invaluable apoyo en el trabajo de laboratorio. El primer autor agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para estudios de doctorado (No. 561548) y al proyecto CONACYT-CF-2019-39210. Los comentarios de revisores anónimos mejoraron sustancialmente la calidad de este trabajo.

REFERENCIAS

- ALVARADO-RODRÍGUEZ, J. F., H. NAVA & J. L. CARBALLO. 2019. Spatio-temporal variation in rate of carbonate deposition by encrusting organisms in different reef microhabitats from Eastern Pacific coral reefs. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 99(7): 1495–1505. DOI: 10.1017/S0025315419000638
- ALVARADO-RODRÍGUEZ, J. F., L. E. CALDERON-AGUILERA, R. A. CABRAL-TENA, C. O. NORZAGARAY-LÓPEZ, H. NAVA, L. PEIFFER & R. G. FERNÁNDEZ-ALDECOA. 2022. High sclerobiont calcification in marginal reefs of the eastern tropical Pacific. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 557: 151800. DOI: 10.1016/j.jembe.2022.151800
- ANDERSON, M. J., R. N. GORLEY & K. R. CLARKE. 2008. *PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods*. PRIMER-E Ltd., Plymouth, UK.

- AZEVEDO, F. B. B., G. G. CARLONI & L. V. CARVALHEIRA. 2006. Colonization of benthic organisms on different artificial substratum in Ilha Grande bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 49(2): 263-275. DOI: 10.1590/S1516-89132006000300012
- BEUKEMA, J. J. 1982. Calcimass and carbonate production by molluscs on the tidal flats in the Dutch Wadden Sea: II the edible cockle, *cerastoderma edule*. *Netherlands Journal of Sea Research* 15(3-4): 391-405. DOI: 10.1016/0077-7579(82)90066-7
- BROWNE, N. K., M. CUTTLER, K. MOON, K. MORGAN, C. L. ROSS, C. CASTRO-SANGUINO, E. KENNEDY, D. HARRIS, P. BARNES, A. BAUMAN, E. BEETHAM, J. BONESSO, Y. M. BOZEC, C. CORNWALL, S. DEE, T. DECARLO, J. P. D'OLIVO, C. DOROPOULOS, R. D. EVANS, B. EYRE, P. GATENBY, M. GONZALEZ, S. HAMYLTON, J. HANSEN, R. LOWE, J. MALLELA, M. O'LEARY, G. ROFF, B. J. SAUNDERS & A. ZWEIFER. 2021. Predicting Responses of Geo-ecological Carbonate Reef Systems to Climate Change: A Conceptual Model and Review. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* (Issue September). DOI: 10.1201/9781003138846-4
- CABRAL-TENA, R. A., A. LÓPEZ-PÉREZ, L. ALVAREZ-FILIP, F. J. GONZÁLEZ-BARRIOS, L. E. CALDERON-AGUILERA & C. APARICIO-CID. 2020. Functional potential of coral assemblages along a typical Eastern Tropical Pacific reef tract. *Ecological Indicators* 119(July): 1-10. DOI: 10.1016/j.ecoind.2020.106795
- CORTÉS, J. 2003. *Latin American Coral Reefs*. J. Cortés (ed.). Primera edición. Elsevier. San Pedro, Costa Rica.
- CORTÉS, J. & H. REYES-BONILLA. 2017. Human Influences On Eastern Tropical Pacific Coral Communities and Coral Reefs. In P. W. Glynn, D. P. Manzello & I. C. Enochs (eds.). *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific, Coral Reefs of the World 8* (8th ed., Vol. 8). Springer Netherlands, Dordrecht. DOI: 10.1007/978-94-017-7499-4
- DEE, S., M. CUTTLER, P. CARTWRIGHT, J. McILWAIN & N. BROWNE. 2021. Encrusters maintain stable carbonate production despite temperature anomalies among two inshore island reefs of the Pilbara, Western Australia. *Marine Environmental Research* 169(May): 105386. DOI: 10.1016/j.marenvres.2021.105386
- DOS REIS, V. M., C. S. KAREZ, R. MARIATH, F. C. DE MORAES, R. T. DE CARVALHO, P. S. BRASILEIRO, R. DA G. BAHIA, T. M. DA C. LOTUFO, L. V. RAMALHO, R. L. DE MOURA, R. B. FRANCINI-FILHO, G. H. PEREIRA-FILHO, F. L. THOMPSON, A. C. BASTOS, L. T. SALGADO & G. M. AMADO-FILHO. 2016. Carbonate Production by Benthic Communities on Shallow Coralgal Reefs of Abrolhos Bank, Brazil. *PLoS One* 11(4): e0154417. DOI: 10.1371/journal.pone.0154417
- DRENKARD, E. J., A. L. COHEN, D. C. McCORKLE, S. J. DE PUTRON, V. R. STARCZAK & A. E. ZICHT. 2013. Calcification by juvenile corals under heterotrophy and elevated CO₂. *Coral Reefs* 32(3): 727-735. DOI: 10.1007/s00338-013-1021-5
- EDMUNDS, P. J. 2011. Zooplanktivory ameliorates the effects of ocean acidification on the reef coral *Porites* spp. *Limnology and Oceanography* 56(6): 2402-2410. DOI: 10.4319/lo.2011.56.6.2402
- FABRICIUS, K. E. 2005. Effects of terrestrial runoff on the ecology of corals and coral reefs: Review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin* 50(2): 125-146. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2004.11.028
- FINDLAY, H. S., H. L. WOOD, M. A. KENDALL, S. WIDDICOMBE, J. I. SPICER & R. J. TWITCHETT. 2011. Comparing the impact of high CO₂ on calcium carbonate structures in different marine organisms. *Marine Biology Research* 7(6): 565-575. DOI: 10.1080/17451000.2010.547200
- FOX, J. & S. WEISBERG. 2019. *An R Companion to Applied Regression*. Third Edition. Thousand Oaks CA. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/%0A>
- GAXIOLA-CASTRO, G., S. ÁLVAREZ-BORREGO & R. A. SCHWARTZLOSE. 1978. El sistema de bióxido de carbono en el Golfo de California. *Ciencias Marinas* 5(2): 25-40.
- GERACI, J. B., C. AMRHEIN & C. C. GOODSON. 2008. Barnacle growth rate on artificial substrate in the Salton Sea, California. *Hydrobiologia* 604(1): 77-84. DOI: 10.1007/s10750-008-9309-0
- GLYNN, P. W., D. P. MANZELLO & I. C. ENOCHS. 2017. Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific: Persistence & Loss in a Dynamic Environment. In P. W. Glynn, D. P. Manzello & I. C. Enochs (eds.). *Coral Reefs of The World*. Springer Nature. DOI: 10.1007/BF01771896
- GOREAU, T. F. 1963. Calcium carbonate deposition by coralline algae and corals in relation to their roles as reef-builders. *Annals New York Academy of Sciences* 109: 127-167. DOI: 10.1111/j.1749-6632.1963.tb13465.x
- GRANJA-FERNÁNDEZ, M. R. & R. A. LÓPEZ-PÉREZ. 2008. Sedimentación en comunidades arrecifales de Bahías de Huatulco, Oaxaca, México. *Revista de Biología Tropical* 56(3): 1179-1187.
- HALFAR, J., L. GODINEZ-ORTA, M. MUTTI, J. E. VALDEZ-HOLGUÍN & J. M. BORGES. 2004. Nutrient and temperature controls on modern carbonate production: An example from the Gulf of California, Mexico. *Geology* 32(3): 213-216. DOI: 10.1130/G20298.1
- HALLOCK, P. 2001. Coral reefs, carbonate sediments, nutrients, and global change. In S. GD (ed.). *The history and sedimentology of ancient reef systems*. Kluwer Academic/Plenum, New York, USA.
- HEPBURN, L. J., P. BLANCHON, G. MURPHY, L. COUSINS & C. T. PERRY. 2014. Community structure and palaeoecological implications of calcareous encrusters on artificial substrates across a Mexican Caribbean reef. *Coral Reefs* 34(1): 189-200. DOI: 10.1007/s00338-014-1227-1
- HERNÁNDEZ-AYÓN, J. M., C. CHAPA-BALCORTA, F. DELGADILLO-HINOJOSA, V. F. CAMACHO-IBAR, M. A. HUERTA-DÍAZ, E. SANTAMARÍA-DEL-ÁNGEL, S. GALINDO-BECT & J. A. SEGOVIA-ZAVALA. 2013. Dynamics of dissolved inorganic carbon in the Midriff Islands of the Gulf of California: Influence of water masses. *Ciencias Marinas* 39(2): 183-201. DOI: 10.7773/cm.v39i2.2243
- HUOT, Y., M. BABIN, F. BRUYANT, C. GROB, M. S. TWARDOWSKI & H. CLAUSTRE. 2007. Does chlorophyll a provide the best index of phytoplankton biomass for primary productivity studies?. *Biogeosciences Discussions* 4(2): 707-745.
- JACKSON, J. B. C. 1977. Competition on Marine Hard Substrata: The Adaptive Significance of Solitary and Colonial Strategies. *The American Naturalist* 111(980): 743-767.
- KENNEDY, E., A. ORDOÑEZ, B. LEWIS & G. DIAZ-PULIDO. 2017. Comparison of recruitment tile materials for monitoring coralline algae responses

- to a changing climate. *Marine Ecology Progress Series* 569(1): 129-144. DOI: 10.3354/meps12076
- KENYON, T. M., C. DOROPOULOS, K. WOLFE, G. E. WEBB, S. DOVE, D. HARRIS & P. J. MUMBY. 2022. Coral rubble dynamics in the Anthropocene and implications for reef recovery. *Limnology and Oceanography* 9999(2022): 1-38. DOI: 10.1002/lno.12254
- KUFFNER, I. B., T. D. HICKEY & J. M. MORRISON. 2013. Calcification rates of the massive coral *Siderastrea siderea* and crustose coralline algae along the Florida Keys (USA) outer-reef tract. *Coral Reefs* 32: 987-997. DOI: 10.1007/s00338-013-1047-8
- LIÑÁN-CABELLO, M. A., A. OLIVOS-ORTIZ, S. QUIJANO-SCHEGGIA, D. MUÑOZ-ANGUIANO, M. L. RESÉNDIZ-FLORES & C. D. ORTEGA-ORTIZ. 2016. Effects of terrestrial runoff on the coral communities in Santiago Bay, Colima, Mexican Pacific Coast. *Revista de Biología Tropical* 64(3): 1185-1200.
- LOMBARDI, C., P. D. TAYLOR & S. COCITO. 2014. Bryozoan Constructions in a Changing Mediterranean Sea. In S. Goffredo & Z. Dubinsky (eds.). *The Mediterranean Sea: Its History and Present Challenges*. Springer Netherlands, Dordrecht. DOI: 10.1007/978-94-007-6704-1
- LÓPEZ-PÉREZ, R. A., L. E. CALDERÓN-AGUILERA, H. REYES-BONILLA, J. D. CARRIQUIRY, P. MEDINA-ROSAS, A. L. CUPUL-MAGAÑA, M. D. HERRERO-PÉREZ, H. A. HERNÁNDEZ-RAMÍREZ, M. Á. AHUMADA-SEMPOAL & B. M. LUNA-SALGUERO. 2012. Coral communities and reefs from Guerrero, Southern Mexican Pacific. *Marine Ecology* 33(4): 407-416. DOI: 10.1111/j.1439-0485.2011.00505.x
- MALLELA, J. 2007. Coral reef encruster communities and carbonate production in cryptic and exposed coral reef habitats along a gradient of terrestrial disturbance. *Coral Reefs* 26(4): 775-785. DOI: 10.1007/s00338-007-0260-8
- MALLELA, J. 2013. Calcification by Reef-Building Sclerobionts. *PLoS ONE* 8(3): 1-12. DOI: 10.1371/journal.pone.0060010
- MALLELA, J. & C. T. PERRY. 2007. Calcium carbonate budgets for two coral reefs affected by different terrestrial runoff regimes, Rio Bueno, Jamaica. *Coral Reefs* 26(1): 129-145. DOI: 10.1007/s00338-006-0169-7
- MANZELLO, D. P., J. A. KLEYPAS, D. A. BUDD, C. M. EAKIN, P. W. GLYNN & C. LANGDON. 2008. Poorly cemented coral reefs of the eastern tropical Pacific: Possible insights into reef development in a high-CO₂ world. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105(30): 10450-10455. DOI: 10.1073/pnas.0712167105
- Martindale, W. 1976. Calcareous Encrusting Organisms of the Recent and Pleistocene Reefs of Barbados, West Indies. Ph.D. Thesis. University of Edinburgh, 141 pp.
- MARTÍNEZ-FUENTES, L. M., C. O. NORZAGARAY-LÓPEZ, J. M. HERNÁNDEZ-AYÓN, M. E. SOLANA-ARELLANO, A. G. URIBE-LÓPEZ, J. A. VALDIVIESO-OJEDA, V. CAMACHO-IBAR, A. MEJÍA-TREJO, F. DELGADILLO-HINOJOSA & R. A. CABRAL-TENA. 2022. Influence of the advection of water masses in the Balleas Channel on the CO₂ system in Bahía de los Angeles (Mexico). *Regional Studies in Marine Science* 55: 102505. DOI: 10.1016/j.rsma.2022.102505
- MATSUDA, S. 1989. Succession and growth rates of encrusting crustose coralline algae (Rhodophyta, Cryptonemiales) in the upper fore-reef environment off Ishigaki Island, Ryukyu Islands. *Coral Reefs* 7(4): 185-195. DOI: 10.1007/BF00301597
- MAUGHAN, B. C. 2001. The effects of sedimentation and light on recruitment and development of a temperate, subtidal, epifaunal community. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 256(1): 59-71. DOI: 10.1016/S0022-0981(00)00304-X
- MILLER, D. C., C. L. MUIR & O. A. HAUSER. 2022. Detrimental effects of sedimentation on marine benthos: what can be learned from natural processes and rates? *Ecological Engineering* 19: 211-232. DOI: 10.1016/S0925-8574(02)00081-2
- MORGAN, K. M. & P. S. KENCH. 2017. New rates of Indian Ocean carbonate production by encrusting coral reef calcifiers: Periodic expansions following disturbance influence reef-building and recovery. *Marine Geology* 390(February): 72-79. DOI: 10.1016/j.margeo.2017.06.001
- NAVA, H., J. F. ALVARADO-RODRÍGUEZ, M. Á. CÁRDENAS-ALVARADO, I. MAGAÑA-SÁNCHEZ & J. C. CRISTÓBAL-AGUILAR. 2022. Effect of the El Niño 2015–16 on the assemblages of reef building sclerobionts in a coral reef from the eastern Pacific coast. *Marine Biology* 169(8): 106. DOI: 10.1007/s00227-022-04083-2
- 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(4): 1095-1104. DOI: 10.1007/s12665-011-1359-3
- NAVA, H., M. T. RAMÍREZ-HERRERA, A. G. FIGUEROA-CAMACHO & B. M. VILLEGAS-SÁNCHEZ. 2014. Habitat characteristics and environmental factors related to boring sponge assemblages on coral reefs near populated coastal areas on the Mexican Eastern Pacific coast. *Marine Biodiversity* 44: 45-54. DOI: 10.1007/s12526-013-0182-3
- NAVA, H., N. LÓPEZ, P. RAMÍREZ-GARCÍA & E. GARIBAY-VALLADOLID. 2021. Contrasting effects of the El Niño 2015 – 16 event on coral reefs from the central Pacific coast of Mexico. *Marine Ecology* 42(2): 1-11. DOI: 10.1111/maec.12630
- NORZAGARAY-LÓPEZ, C. O., L. E. CALDERON-AGUILERA, J. M. HERNÁNDEZ-AYÓN, H. REYES-BONILLA, J. P. CARRICART-GANIVET, R. A. CABRAL-TENA & E. F. BALART. 2015. Low calcification rates and calcium carbonate production in *Porites panamensis* at its northernmost geographic distribution. *Marine Ecology* 36(4): 1244-1255. DOI: 10.1111/maec.12227
- ORRANTE-ALCARAZ, J. M., J. L. CARBALLO & B. YAÑEZ. 2023. Seasonal net calcification by secondary calcifiers in coral reefs of the Eastern Tropical Pacific Ocean. *Marine Biology* 170(2): 16. DOI: 10.1007/s00227-022-04158-0
- PERRY, C. T., E. N. EDINGER, P. S. KENCH, G. N. MURPHY, S. G. SMITHERS, R. S. STEINECK & P. J. MUMBY. 2012. Estimating rates of biologically driven coral reef framework production and erosion: a new census-based carbonate budget methodology and applications to the reefs of Bonaire. *Coral Reefs* 31(3): 853-868. DOI: 10.1007/s00338-012-0901-4
- PERRY, C. T. & L. J. HEPBURN. 2008. Syn-depositional alteration of coral reef framework through bioerosion, encrustation and cementation: Taphonomic signatures of reef accretion and reef depositional events. *Earth-Science Reviews* 86(1-4): 106-144. DOI: 10.1016/j.earscirev.2007.08.006

- PERRY, C. T., P. S. KENCH, S. G. SMITHERS, B. RIEGL, H. YAMANO & M. J. O'LEARY. 2011. Implications of reef ecosystem change for the stability and maintenance of coral reef islands. *Global Change Biology* 17(12): 3679-3696. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2011.02523.x
- POIK-NE, S., M. H. ALVES, C. ARGILLIER, M. VAN DEN BERG, F. BUZZI, E. HOEHN, C. DE HOYOS, I. KAROTTKI, C. LAPLACE-TREYURE, A. L. SOLHEIM, J. ORTIZ-CASAS, I. OTT, G. PHILLIPS, A. PILKE, J. PÁDUA, S. REMEC-REKAR, U. RIEDMÜLLER, J. SCHAUMBURG, M. L. SERRANO, H. SOSZKA, D. TIERNEY, G. URBANIČ & G. WOLFRAM. 2010. Defining Chlorophyll-a Reference Conditions in European Lakes. *Environmental Management* 45(6): 1286-1298. DOI: 10.1007/s00267-010-9484-4
- PRICE, N. N., T. R. MARTZ, R. E. BRAINARD & J. E. SMITH. 2012. Diel variability in seawater pH relates to calcification and benthic community structure on coral reefs. *PLoS ONE* 7(8): e43843. DOI: 10.1371/journal.pone.0043843
- R. CORE TEAM. 2022. *R: A language and environment for statistical computing*. 4.2.0. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>
- RANDI, C. B., A. C. BECKER, M. J. WILLEMS, C. T. PERRY, L. T. SALGADO, R. T. DE CARVALHO, F. S. MOTTA, R. L. DE MOURA, F. C. DE MORAES & G. H. PEREIRA-FILHO. 2021. Calcium carbonate production in the southernmost subtropical coral reef of Atlantic. *Marine Environmental* 172(October): 1-8. DOI: 10.1016/j.marenvres.2021.105490
- RASSER, M. & B. RIEGL. 2002. Holocene coral reef rubble and its binding agents. *Coral Reefs* 21: 57-72. DOI: 10.1007/s00338-001-0206-5
- REYES-BONILLA, H., S. GONZÁLEZ-ROMERO, G. CRUZ-PIÑÓN & L. E. CALDERÓN-AGUILERA. 2008. Corales pétreos. In G. D. Danemann & E. Ezcurra (eds.). *Bahía de los Ángeles: recursos naturales y comunidad. Línea base 2007*. (1a edición). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. pp. 291-318.
- RICHTER, C. & M. WUNSCH. 1999. Cavity-dwelling suspension feeders in coral reefs - A new link in reef trophodynamics. *Marine Ecology Progress Series* 188: 105-116. DOI: 10.3354/meps188105
- ROGERS, C. S. 1990. Responses of coral reefs and reef organisms to sedimentation. *Marine Ecology Progress Series* 62: 185-202. DOI: 10.3354/meps062185
- SANFORD, E. & B. A. MENGE. 2001. Spatial and temporal variation in barnacle growth in a coastal upwelling system. *Marine Ecology Progress Series* 209: 143-157. DOI: 10.3354/meps209143
- SCOFFIN, T. P. 1992. Taphonomy of coral reefs: a review. *Coral Reefs* 11: 57-77. DOI: 10.1016/B978-0-12-811963-1.00001-9
- SIMPSON, J. H., A. J. SOUZA & M. F. LAVIN. 1994. Tidal mixing in the Gulf of California. In K. C. Beven, P. C. Chatwin & J. Millbank (eds.), *Mixing and Transport in the Environment*. John Wiley and Sons, London.
- SOTO-MARDONES, L., S. MARIONI & A. PARES-SIERRA. 1999. Variabilidad espaciotemporal de la temperatura superficial del mar en el Golfo de California. *Ciencias Marinas* 25(1): 1-30.
- Stearn, W., T. P. Scoffin & W. Martindale. 1977. Calcium carbonate budget of a fringing reef on the West coast of Barbados. *Bulletin of Marine Science* 27(3): 479-510.
- TEJADA-BEGAZO, C. L., L. E. CALDERON-AGUILERA, A. LÓPEZ-PÉREZ & R. A. CABRAL-TENA. 2022. High latitude coral larval recruitment: spatiotemporal process variability in the Gulf of California. *Pacific Science* 76(2): 229-246. DOI: 10.2984/76.2.10
- VARGAS-ÁNGEL, B., C. L. RICHARDS, P. S. VROOM, N. N. PRICE, T. SCHILS, C. W. YOUNG, J. SMITH, M. D. JOHNSON & R. E. BRAINARD. 2015. Baseline assessment of net calcium carbonate accretion rates on U.S. pacific reefs. *PLoS ONE* 10(12): 1-25. DOI: 10.1371/journal.pone.0142196
- WICKHAM, H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag, New York.

Macrobioerosión de corales constructores de arrecifes y su impacto en la dinámica de carbonatos en los arrecifes de Huatulco, México

Macrobioerosion of the coral reef-building species and impact on carbonate budgets on the reefs of Huatulco, Mexico

Francisco Medellín-Maldonado^{1,2,3}, Rebeca Granja-Fernández⁴, Tania M. González-Mendoza⁵, Diego Garcia-Medrano³, Rafael Cabral-Tena⁵, Lorenzo Alvarez-Filip², Andrés López-Pérez³

Recibido: 01 de noviembre de 2022.

Aceptado: 28 de abril de 2023.

Publicado: agosto de 2023.

¹ Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Av. Ciudad Universitaria 3000, C.P. 04510, Coyoacán, Ciudad de México, México

² Biodiversity and Reef Conservation Laboratory, Unidad Académica de Sistemas Arrecifales, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Prol. Av. Niños Héroes S/N, 77580, Puerto Morelos, Quintana Roo, México

³ Laboratorio de Arrecifes y Biodiversidad/ Laboratorio de Ecosistemas Costeros, Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana – Iztapalapa. San Rafael Atlixco 186, Leyes de Reforma 1ra Secc, Iztapalapa, 09340 Ciudad de México, México

⁴ Investigadora posdoctoral (CONACYT) asociada al Programa de Maestría en Biosistemática y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas (BIMARENA)/ Laboratorio de Ecología Molecular, Microbiología y Taxonomía (LEMITAX), Departamento de Ecología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Camino Ramón Padilla Sánchez 2100, Nextipac, 45200, Zapopan, Jalisco, México

⁵ Departamento de Ecología Marina, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. Carretera Ensenada - Tijuana No. 3918, Zona Playitas, 22860, Ensenada, B.C. México.

***Corresponding author:**

Francisco Medellín-Maldonado: e-mail: frame@comunidad.unam.mx

To quote as:

Medellín-Maldonado, F., R. Granja-Fernández, T. M. González-Mendoza, D. Garcia-Medrano, R. Cabral-Tena, L. Alvarez-Filip & A. López-Pérez. 2023. Macrobioerosión de corales constructores de arrecifes y su impacto en la dinámica de carbonatos en los arrecifes de Huatulco, México. *Hidrobiológica* 33 (2): 179-189.

DOI:10.24275/UACM7950

RESUMEN

Antecedentes. Los arrecifes de coral subsisten gracias al delicado balance entre procesos de acreción y de erosión. No obstante, debido a presiones antropogénicas, los procesos bioerosivos se han convertido en los principales factores que condicionan los patrones de crecimiento de los arrecifes. Debido a la morfología de los arrecifes ubicados en el Pacífico sur mexicano (placas extensas de pocilopóridos), estimar la macrobioerosión interna se convierte en un reto, lo que resulta en una importante brecha sobre los procesos de bioerosión, particularmente los que ocurren al interior de los corales. **Objetivo.** Medir la macrobioerosión interna de las principales especies de coral y conocer el impacto que ejerce sobre la producción de carbonatos en los arrecifes. **Métodos.** Empleamos un enfoque basado en tomografía computarizada (TC) que permite medir el volumen de CaCO_3 removido por diferentes grupos de macrobioerosionadores. **Resultados.** Estimamos porcentajes de macrobioerosión interna entre el 16.80 % y el 26.67 % del volumen total de las colonias de coral. Observamos que las esponjas y moluscos son los grupos que más bioerosionan las especies de coral con morfología ramificada y masiva, respectivamente. Encontramos tasas de macrobioerosión de $1.51 \pm 0.11 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ para las especies ramificadas y de $0.53 \pm 0.03 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ para las especies masivas. Los procesos de bioerosión representaron entre el 39.02 % y 43.86 % de la producción de CaCO_3 , que fue calculada mediante la metodología ReefBudget. **Conclusiones.** A pesar que emplear TC representa costos más elevados que otros enfoques (p. ej., rayos-X), hasta ahora es el único enfoque capaz de medir la macrobioerosión interna de todo el esqueleto de coral. Este enfoque permitirá producir balances de carbonatos más certeros que aquellos que no consideran la macrobioerosión interna, mejorando nuestras estimaciones del estado de salud en que se encuentran los arrecifes.

Palabras clave: bioerosión, balance de carbonatos, tomografía computarizada.

ABSTRACT

Background. Coral reefs exist thanks to the delicate balance between calcification and erosion processes. However, due to anthropogenic pressures, bioerosive processes have become the main forcing factors in reef growth patterns. Nevertheless, due to the morphology of the reefs located in the Mexican South Pacific (extensive plates of pociloporids), estimating internal macrobioerosion is a challenge, resulting in a critical gap in bioerosion processes, particularly those occurring inside corals. **Objectives.** To measure the internal macrobioerosion of the main coral species and to know its impact on carbonate production in reefs. **Methods.** We used a computed tomography (CT) based approach to measure the volume of CaCO_3 removed by different groups of macrobioeroders. **Results.** We estimated percentages of internal macrobioerosion between 16.80 % and 26.67 % of the total volume of the colonies. We observed that sponges and mollusks are the guilds that most bioerode species of branching and massive morphology, respectively. We found macrobioerosion rates of $1.51 \pm 0.11 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ for branched species and $0.53 \pm 0.03 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$ for massive species. The measured bioerosion processes accounted for 39.02 % and 43.86 % of CaCO_3 production. **Conclusions.** Although CT scanning represents higher costs than other approaches (i.e., X-rays), it is the only approach capable of measuring the internal macrobioerosion that occurs within the entire coral skeleton. This approach will allow us to produce more accurate carbonate balances than those that do not consider internal macrobioerosion, improving our estimates of the state of health of the reefs.

Keywords: bioerosion, carbonate budget, computed tomography.

INTRODUCCIÓN

La construcción de los arrecifes es principalmente atribuida a los corales escleractinios debido a su capacidad de secretar grandes volúmenes de CaCO_3 , que se van acumulando a lo largo del tiempo creando estructuras tridimensionales complejas (Perry *et al.*, 2008; Eyre *et al.*, 2014) las cuales son clave para mantener la biodiversidad y los servicios que prestan los arrecifes de coral. La tridimensionalidad resulta de la producción y acumulación de CaCO_3 (acreción) aportada principalmente por corales y en menor medida por algas calcificantes incrustantes (CCA, por sus siglas en inglés), así como de la remoción de carbonatos (erosión) que ocurre en múltiples escalas temporales y espaciales involucrando diferentes organismos y variables ambientales (Perry *et al.*, 2008; Schönberg *et al.*, 2017). Adicionalmente, existen procesos involucrados en la remoción de carbonatos que favorece la creación de hábitats, formación de sedimentos, así como la reincorporación de carbonatos a la columna de agua (Schönberg *et al.*, 2017; Tribollet *et al.*, 2022). No obstante, el delicado equilibrio entre la producción y la erosión se ha alterado en muchos arrecifes del mundo debido a cambios en el funcionamiento de los arrecifes y en el medio ambiente circundante (Cornwall *et al.*, 2021). La disminución en la producción de CaCO_3 por parte de los corales y el aumento en la remoción de carbonatos por los diferentes tipos de erosión, modifican negativamente el crecimiento del arrecife (Perry *et al.*, 2008), llevándolos a estados de baja producción de carbonatos o incluso a estados donde la erosión domina sobre la producción (Cornwall *et al.*, 2021).

Nuestra comprensión sobre los procesos involucrados en la dinámica de los carbonatos en los arrecifes se ha centrado en los procesos de calcificación (Lange *et al.*, 2020), en gran parte en conocer el efecto que tienen condiciones adversas (p.ej., aumento de la temperatura, acidificación, exceso de nutrientes) sobre el potencial que tienen las diferentes especies de coral para secretar CaCO_3 (Manzello *et al.*, 2015; Mollica *et al.*, 2018). Debido a las recientes e importantes presiones de origen antropogénico, se reconoce cada vez más a los procesos erosivos como los principales forzamientos en los patrones de crecimiento de los arrecifes (Perry & Alvarez-Filip, 2019; Cornwall *et al.*, 2021). Pese a su importancia, la comprensión de los distintos procesos erosivos que impactan la estructura carbonatada de los arrecifes sigue siendo poco comprendida debido a que la mayoría de éstos ocurren tanto en la superficie como al interior de las estructuras carbonatadas (Schönberg *et al.*, 2017). La erosión de los arrecifes se clasifica en tres grandes procesos: 1) biológica (remoción de carbonatos por organismos), 2) química (disolución de carbonatos por niveles bajos de pH del agua de mar) y 3) física (fragmentación de estructuras calcáreas por efectos mecánicos).

En gran medida, el conocimiento sobre los procesos erosivos versa sobre la erosión biológica, también llamada bioerosión, principalmente aquella que resulta de la actividad de los bioerosionadores externos, como algunas especies de peces, erizos de mar y esponjas (Glynn & Manzello, 2015; Lange *et al.*, 2020). Estos organismos erosionan la superficie de los esqueletos de corales vivos y muertos creando hábitats para otros organismos, no obstante, cuando la densidad de bioerosionadores aumenta su actividad puede causar pérdida de tridimensionalidad (p.ej., aplanamiento) de los arrecifes (Glynn & Manzello, 2015; Schönberg *et al.*, 2017). Los peces conforman el grupo de bioerosionadores externos más estudiado a nivel global (Glynn & Manzello, 2015). En los arrecifes del Pacífico oriental tropical (POT) se ha estimado que,

los peces remueven alrededor de $0.30 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Enochs & Glynn, 2017). Dentro de los equinodermos, los erizos de mar son los macrobioerosionadores externos más conspicuos, en el POT se les atribuye una tasa de erosión en el rango de $0.70\text{-}10 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Herrera-Escalante *et al.*, 2005; López-Pérez & López-López, 2016); incluso se han reportado tasas extremas que van de 10 a $20 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ calculadas para arrecifes de Centroamérica (Glynn, 1988).

Aunque siguen persistiendo vacíos de información sobre los bioerosionadores externos en arrecifes ubicados dentro del POT, el mayor desconocimiento en los arrecifes de esta zona se encuentra en la actividad de los bioerosionadores internos (Lange *et al.*, 2020). Lo anterior, debido a que los arrecifes del POT se componen de extensas placas coralinas creadas por el entramado de colonias de diferentes especies de pocilopóridos (López-Pérez *et al.*, 2012) que impiden monitorear la presencia de macrobioerosionadores internos (p. ej., moluscos bivalvos, esponjas y poliquetos). En términos generales, sabemos que los bioerosionadores internos se agrupan en dos categorías por el tamaño de perforación que causan a las estructuras calcáreas: 1) microerosionadores ($< 100 \mu\text{m}$) y 2) macrobioerosionadores ($> 100 \mu\text{m}$) (Tribollet & Golubic, 2011; Tribollet *et al.*, 2019). Los microerosionadores son el primer grupo en invadir los esqueletos de coral y utilizan la disolución química para penetrar los esqueletos (Tribollet & Golubic, 2011), reduciendo la densidad y aumentando la porosidad (Leggat *et al.*, 2019); dentro de esta categoría se encuentran microalgas, cianobacterias y hongos (Pernice *et al.*, 2020). El debilitamiento de los esqueletos por parte de los microerosionadores permite la penetración de macrobioerosionadores como bivalvos, poliquetos y esponjas (Tribollet & Golubic, 2011). En conjunto, la actividad de ambos grupos de organismos disminuye la dureza de los esqueletos haciéndolos más propensos a experimentar fragmentación por el efecto mecánico de eventos hidrometeorológicos y geológicos (Carballo *et al.*, 2008). Específicamente, los macrobioerosionadores internos emplean una combinación de acciones mecánicas y químicas para penetrar los esqueletos (Nava & Carballo, 2008; Glynn & Manzello, 2015). En arrecifes del POT, los macroerosionadores internos pueden representar hasta el 40% del volumen interno de los esqueletos que infestan (Lazar & Loya, 1991; Cosain-Díaz *et al.*, 2021). El grupo de macroerosionadores internos mejor estudiado dentro del POT son las esponjas, debido a que son el bioerosionador más común y con la tasa más alta de remoción de CaCO_3 (Carballo *et al.*, 2008; Alvarado *et al.*, 2016). Por su parte, existen grupos menos estudiados como moluscos bivalvos y poliquetos, cuya tasa de bioerosión se desconoce en los arrecifes del POT. El principal obstáculo para seguir de cerca la actividad de estos organismos dentro de los esqueletos de coral vivos y muertos, es la dificultad para cuantificar la remoción que se causa al interior de los esqueletos.

Los presupuestos de carbonatos son considerados una herramienta útil para cuantificar diferentes procesos de acreción y erosión, pues proporcionan una estimación del estado de salud arrecifal en términos de la producción de CaCO_3 . No obstante, la generación de los presupuestos pasa por la cuantificación de cada uno de los procesos (p. ej., calcificación y erosión) y de los grupos de organismos involucrados (Perry *et al.*, 2008). Sin embargo, en la mayoría de los arrecifes a nivel global, como ocurre en el caso del POT, existe información limitada sobre la mayoría de los procesos erosivos, especialmente los que ocurren al interior de los esqueletos (Lange *et al.*, 2020). Adicionalmente, el enfoque basado en censos empleado para monitorear los arrecifes y construir los presupuestos de carbonatos (Perry *et al.*, 2008; Lange *et*

al., 2020) posee características metodológicas que dificultan su aplicación directa para los sistemas localizados en el POT (Cabral-Tena en revisión). La más relevante de ellas, es la relacionada con la evaluación de macrobioerosionadores internos, puesto que en el POT la mayoría de estos organismos infestan los corales por su base de crecimiento y penetran al interior del mismo (p.g., *Cliothosa deletrix* (Pang, 1973) y *Pione lampa* (de Laubenfels, 1950) (Nava & Carballo, 2008), sin dejar evidencia superficial de su presencia y, por tanto, haciendo casi imposible la cuantificación de la cantidad de CaCO_3 removido de los sistemas (Schönberg *et al.*, 2017).

Por este motivo, para cuantificar la tasa de macroerosión en los arrecifes del POT, se han recolectado fragmentos de corales que se han analizado por medio de imágenes 2D de rayos-X (Cosain-Díaz *et al.*, 2021). No obstante, estos análisis solo se han llevado a cabo en corales de crecimiento masivo, además este enfoque solo permite evaluar una sección de los corales (eje de crecimiento máximo). Debido a la importancia de la bioerosión como agente modelador de la complejidad es-

tructural de los arrecifes (Perry *et al.*, 2014), y a la falta de estudios para evaluar la actividad de macroerosionadores internos en los arrecifes del Pacífico Sur de México (PSM), se cuantificó la remoción de CaCO_3 que causan en colonias de las principales especies de coral constructoras de arrecifes empleando un análisis 3D por medio de tomografía computarizada (TC), el cual permite medir la macroerosión interna que ocurre en toda la colonia y/o fragmento de coral. Obtener la tasa de macrobioerosión interna en esta zona del POT es particularmente relevante debido a que los arrecifes del PSM, se caracterizan por desarrollarse en regiones donde existen condiciones que marginan el crecimiento de los corales y aumentan la actividad de los bioerosionadores limitando la acreción arrecifal (p. ej., bajo pH, baja saturación de $\Omega_{\text{aragonita}}$, alta variabilidad de temperatura) (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015; Medellín-Maldonado *et al.*, 2016; Cosain-Díaz *et al.*, 2021). Por esta razón, también se estimó la producción de CaCO_3 en los sitios de estudio empleando la metodología ReefBudget (Perry *et al.*, 2008; Cabral-Tena en revisión), con el objetivo de observar el impacto que ejerce la macrobioerosión sobre la producción de CaCO_3 .

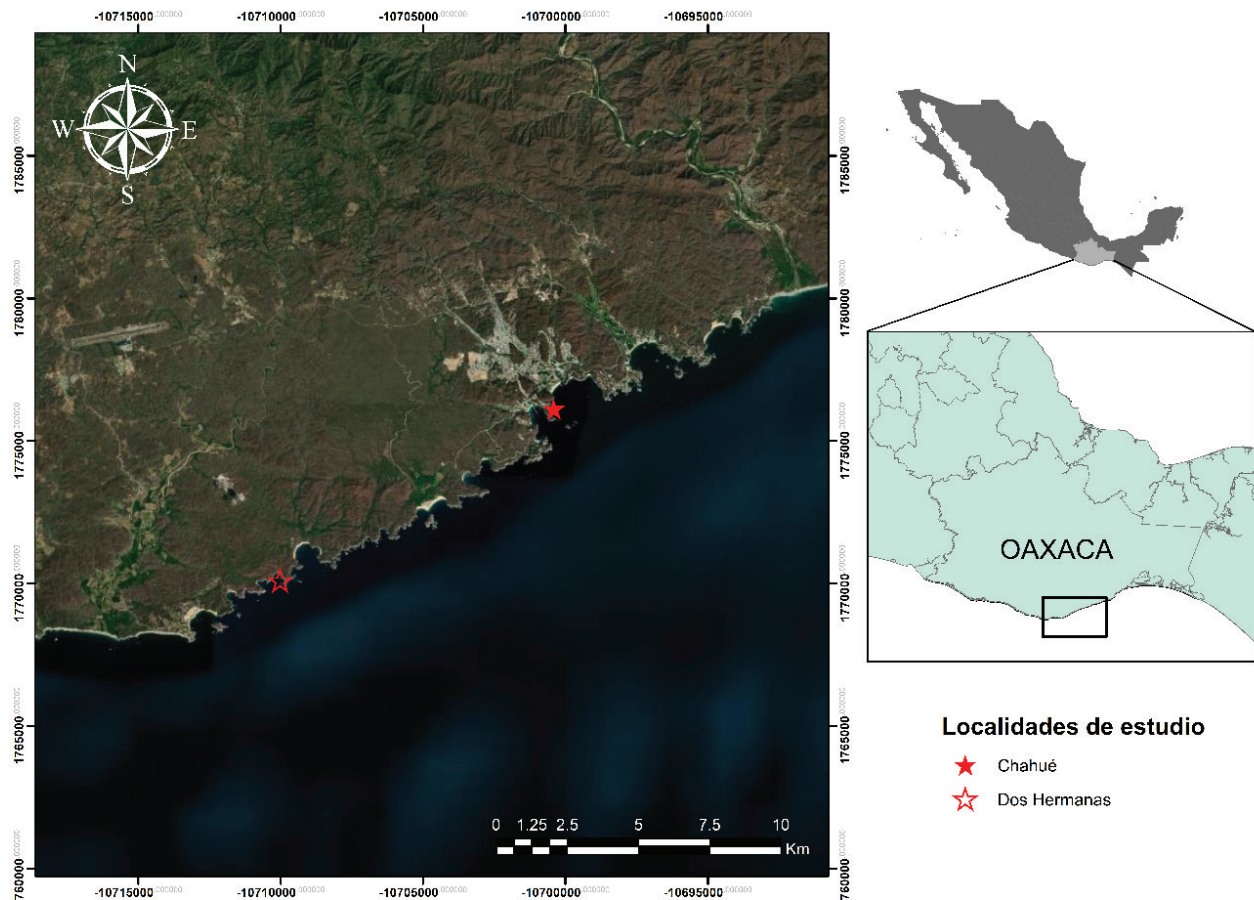


Figura 1. Localización geográfica de las localidades de estudio.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: Comprende dos comunidades arrecifales de Bahías de Huatulco, Oaxaca, situadas en la costa oriental de México: Dos Hermanas (15°42' N, 96°12' W) y Chahué (15°44' N, 96°07' W) (Fig. 1). El arrecife Chahué se caracteriza por estar en una zona con asentamientos humanos bien desarrollados, además, está cerca de la desembocadura de ríos (López-Pérez *et al.*, 2019), por este motivo las presiones locales como el aumento de nutrientes y la calidad del agua podrían ser marcadamente diferentes a las condiciones del arrecife Dos Hermanas debido a que éste se encuentra alejado de asentamientos humanos y desembocaduras de ríos. Los arrecifes ubicados en esta zona del PSM experimentan intensos periodos de surgencias (marzo-abril) (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015); durante estos periodos se ha observado que la temperatura superficial del mar (TSM) puede descender hasta 8 °C (promedio anual 28.7 °C), además de un descenso en el pH y una menor concentración de Ω_{arag} (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015). En estos arrecifes, 16 especies de coral hermatípicos de tres géneros han sido reportados (Reyes-Bonilla & Leyte-Morales, 1998). La producción de CaCO_3 es dominada por el género *Pocillopora*, mientras que los géneros *Pavona* y *Porites* contribuyen en proporciones significativamente menores, además que el mayor porcentaje de su producción está restringida a aguas más profundas (> 10m) (Medellín-Maldonado *et al.*, 2016).

Trabajo de campo y parametrización de los procesos de calcificación y bioerosión: La producción y la erosión bruta de CaCO_3 de las áreas de estudio se estimaron empleando una adaptación de la metodología ReefBudget. El enfoque permite cuantificar la contribución relativa en términos de producción y erosión de diferentes organismos a partir de censos visuales (Perry *et al.*, 2008). En agosto 2019, en cada arrecife, se recopilaron datos a lo largo de seis transectos de 10 m de largo sobre las estructuras más desarrolladas de cada arrecife (Dos Hermanas: 3 - 6 m de profundidad; Chahué: 2 - 4m de profundidad). Cada transecto se colocó de forma aleatoria perpendicular a la costa y con una separación de, al menos, 5 m de distancia. En cada transecto, empleando una cinta métrica, se midió siguiendo la rugosidad del sustrato (contorno), la distancia cubierta por cada grupo béntico en cm lineales (coral, coral muerto, algas coralinas incrustantes, macroalgas, tapete algal, tapete algal con sedimentos, escombros y arena).

La tasa de calcificación se estimó empleando el método Reef-Budget IP v1.4 modificado (Cabral-Tena en revisión). Brevemente, el método modificado considera la morfología de las colonias de coral, el tamaño de las colonias individuales y las tasas de calcificación específicas (reportadas por Medellín-Maldonado *et al.*, 2016 para la zona de estudio) para estimar la producción bruta anual de carbonato de coral (Coral G = $\text{kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$). Este mismo proceso se empleó para modificar la tasa de calcificación de las CCA de acuerdo a lo propuesto por Alvarado-Rodríguez *et al.* (2022).

Debido a la estructura de los arrecifes del PSM (placas coralinas extensas creadas por el entramado de ramas de *Pocillopora* spp.), la única forma de observar presencia de macrobioerosionadores internos (moluscos bivalvos, esponjas y poliquetos) y medir su tasa de bioerosión es recolectando fragmentos de coral. Por tal motivo, a lo largo de los transectos desplegados a 3 m de profundidad, en ambos arrecifes, se recolectaron ramas de diferentes especies del género ramificado *Pocillopora* (~15 cm largo, ~3 cm ancho, n = 24; Tabla 1). Por otra parte, en el arrecife Dos Hermanas se recolectaron fragmentos de colonias de los géneros masivos *Pavona* y *Porites*, todos a 6 m de profundidad (~10 cm largo, ~15 cm ancho, n = 6, Tabla 1).

Tomografía computarizada de rayos X: En el laboratorio, la materia orgánica de los fragmentos recolectados se eliminó con una solución de hipoclorito de sodio al 10 %; posteriormente, los corales se lavaron con agua corriente y se secaron a 60 °C durante 24 h. Posteriormente, todos los esqueletos fueron escaneados mediante TC utilizando un equipo Optima 540 de GE Medical Systems. El barrido de las colonias se realizó a 140 kV y 60 mA. Cada imagen tuvo un grosor de 1.5 mm y se reconstruyó en incrementos de 2.0 mm utilizando el algoritmo "Bone". Las imágenes 2D de cada escaneo (~400 imágenes) fueron exportadas desde el tomógrafo en formato DICOM para su análisis.

Las imágenes DICOM obtenidas por medio de las TC fueron analizadas mediante el programa Drishti v.2.6.3 (<https://github.com/nci/drishti/releases>). Los componentes de estas imágenes se reducen a dos colores: 1) blanco, que corresponde al esqueleto coralino (valores altos en Unidades Hounsfield > 1000 HU) y 2) negro, correspondiente al espacio vacío (valores bajos en unidades Hounsfield < -1000 HU) (Medellín-Maldonado *et al.*, 2022); por consiguiente, las áreas dentro del esqueleto en color negro representan zonas erosionadas. Se identi-

Tabla 1. Especie, tipo de morfología y número (n) de fragmentos recolectados en los arrecifes Dos Hermanas (DH), y Chahué (CH). * Especies masivas presentes solo en el arrecife Dos Hermanas.

Especie	Arrecife	Morfología	n
<i>Pocillopora capitata</i> (Verrill, 1864)	DH	ramificada	3
	CH		3
<i>Pocillopora verrucosa</i> (Ellis & Solander, 1786)	DH	ramificada	3
	CH		3
<i>Pocillopora inflata</i> (Glynn, 199)	DH	ramificada	3
	CH		3
<i>Pocillopora meandrina</i> (Dana, 1846)	DH	ramificada	3
	CH		3
<i>Pavona gigantea</i> (Verrill, 1869)	DH	masiva	3
<i>Porites panamensis</i> (Verrill, 1866)	DH	masiva	3

ficaron zonas erosionadas mayores a 1 mm en cada imagen dentro de cada escaneo para asegurar que se trataba de marcas de macrobioerosión. Posteriormente, se empleó la herramienta “contornos activos” para delimitar el perímetro de las marcas de macrobioerosión del área del esqueleto agregando una etiqueta de color. Esta metodología fue replicada en todas las imágenes 2D, lo que corresponde a una porción de cada área erosionada. Luego de la segmentación, se realizó una reconstrucción 3D de la colonia y la zona erosionada para calcular el porcentaje del volumen total erosionado (cm³), sobre el volumen de la colonia empleando la función “getvolume” del software Drishti v.2.6.3. Posteriormente, se promedió el porcentaje de volumen erosionado por especie en cada arrecife. Después, para calcular el porcentaje de macrobioerosión causado por cada uno de estos tres grupos: a) moluscos bivalvos, b) esponjas y c) poliquetos, se analizaron visualmente las reconstrucciones 3D de las marcas de macrobioerosión para determinar su origen de acuerdo a su firma tafonómica (forma de la zona bioerosionada; Perry & Hepburn, 2008).

Con el objetivo de establecer un indicador del impacto de la macrobioerosión interna sobre la calcificación neta, se estimó la tasa de macrobioerosión interna total (kg m⁻² CaCO₃ año⁻¹ agrupando moluscos, esponjas y poliquetos) por género de coral (*Pocillopora*, *Porites*, *Pavona*). Primeramente, se estimó la edad promedio de los fragmentos recolectados de las especies con morfología masivas y ramificadas. Para las primeras, la edad promedio se calculó considerando el número de bandas promedio observadas en los fragmentos de cada especie en las TC (Medellín-Maldonado *et al.*, 2022). Por su parte, para estimar la edad de las especies con morfología ramificada, se dividió la altura de las ramas por la tasa de extensión anual promedio del género *Pocillo-*

pora (2.05 cm; Medellín-Maldonado *et al.*, 2016). Finalmente, se estimó la tasa de macrobioerosión interna multiplicando el volumen promedio de macrobioerosión total en cada género de coral (cm³) por la media de la densidad de su esqueleto (g de CaCO₃ cm⁻³), dividido por la edad de la colonia (años; DeCarlo *et al.*, 2015).

Análisis estadísticos: La diferencia entre el porcentaje de macrobioerosión interna entre arrecifes y morfologías se evaluó mediante la prueba t de Student, previo análisis de normalidad y homocedasticidad. Debido a que en el arrecife Chahué no habitan especies masivas, el análisis entre arrecifes solo consideró las especies de morfología ramificada (Dos Hermanas n= 12, Chahué n= 12).

RESULTADOS

El porcentaje de macrobioerosión total interna varió entre especies, morfología de corales y entre arrecifes. Entre las especies de corales con crecimiento ramificado, *Pocillopora capitata* (Verrill, 1864) mostró el porcentaje de macrobioerosión interna promedio más alto con 20.77 ± 3.48 % (± Error estándar) (Dos Hermanas 13.99 ± 2.20 %; Chahué 27.56 ± 3.10 %; Fig. 2). La macrobioerosión interna en *P. capitata* presentó diferencias significativas entre arrecifes (t de Student= - 3.56, p= 0.02). Por su parte, *Pocillopora inflata* (Glynn, 1999) presentó un porcentaje promedio de macrobioerosión de 19.29 ± 1.13 % (Fig. 2), siendo el arrecife Dos Hermanas donde se registraron los valores más elevados (19.76 ± 2.31 %; Fig. 2) en comparación con Chahué (18.83 ± 0.91 %; Fig. 2). No se observaron diferencias significativas en la macrobioerosión interna de *P. inflata* entre ambos arrecifes. *Pocillopora verrucosa* (Ellis & Solander, 1786) presentó un promedio general de

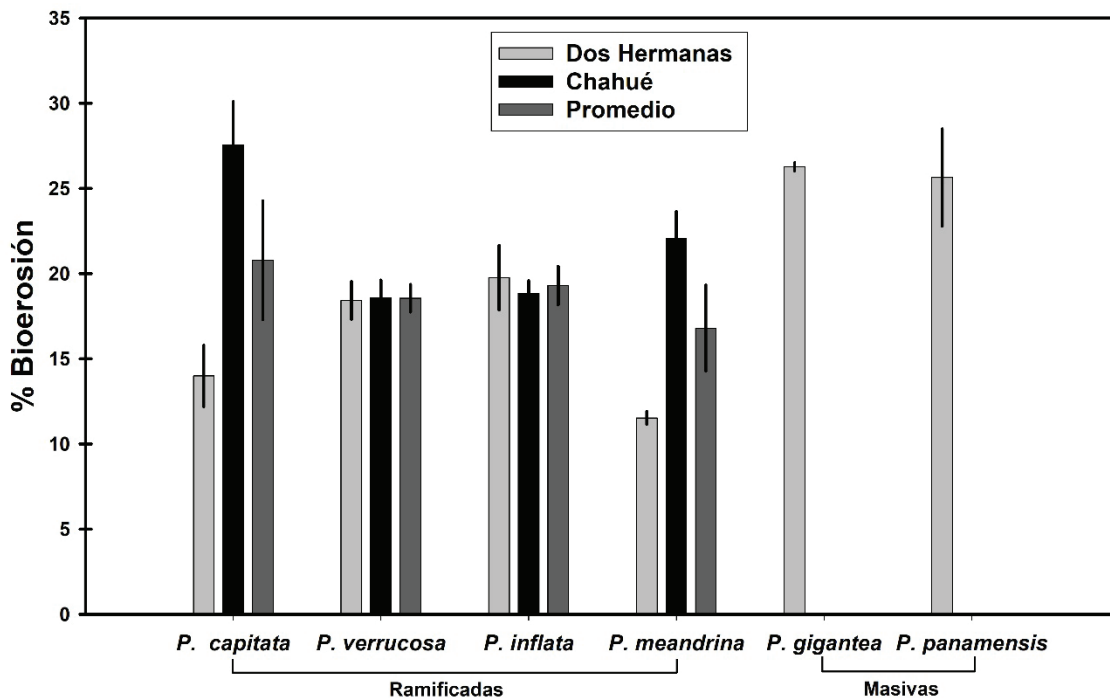


Figura 2. Porcentaje de macrobioerosión interna en los esqueletos de las principales especies de coral constructoras de arrecifes en el Pacífico sur mexicano. Los valores representan la media ± error estándar.

porcentajes de macrobioerosión interna de 18.55 ± 2.52 % (Fig. 2) y obtuvo valores de 18.41 ± 1.36 % y de 18.69 ± 1.31 % en Dos Hermanas y Chahué, respectivamente; esta especie tampoco presentó diferencias significativas en su macrobioerosión interna entre los arrecifes. Finalmente, *Pocillopora meandrina* (Dana, 1846) obtuvo el valor promedio más bajo con 16.80 ± 2.53 % de macrobioerosión interna (Dos Hermanas 22.07 ± 1.95 %; Chahué 11.53 ± 0.46 %; Fig. 2); esta especie presentó diferencias significativas en la macrobioerosión interna entre arrecifes (t de Student= - 5.25, $p < 0.05$). Finalmente, cuando se agruparon los valores de macrobioerosión interna de las especies de pocilópodos, los arrecifes Dos Hermanas y Chahué mostraron diferencias significativas (t de Student= - 3.16, $p < 0.05$).

Respecto a las especies con morfología masiva (solo registradas en el arrecife Dos Hermanas), los esqueletos de *Pavona gigantea* (Verrill, 1869) tuvieron un porcentaje promedio de macrobioerosión interna ligeramente mayor (26.64 ± 0.28 %; Fig. 2) que la observada en el coral *Porites panamensis* (Verrill, 1866) (25.64 ± 3.49 %; Fig. 2). No se observaron diferencias estadísticamente significativas cuando se compararon los valores de macrobioerosión interna entre ambas especies de crecimiento masivo.

El porcentaje de macrobioerosión interna en los esqueletos ramificados de *Pocillopora* fue dominado por las esponjas. El CaCO_3 removido por este grupo representó el 90.50 ± 4.04 % en Dos Hermanas y el 96.25 ± 2.59 % en Chahué (Fig. 3). En porcentajes sensiblemente menores, los moluscos removieron el 6.25 ± 2.84 % en Dos Hermanas y el 2.50 ± 1.50 % en Chahué del material carbonatado, mientras que los poliquetos removieron el 3.25 ± 1.59 % en Dos Hermanas y 1.25 ± 1.25 % en Chahué. Cuando se compararon los valores de macrobioerosión interna causado por cada grupo de macrobioerosionadores entre arrecifes no se observaron diferencias significativas.

Las especies masivas, por su parte, fueron afectadas principalmente por los moluscos (*P. gigantea* 62 ± 5.67 % en promedio; *P. pa-*

namensis 64 ± 3.76 %). Los poliquetos causaron una macrobioerosión de 18 ± 4.65 % y de 23 ± 7.87 % en *P. gigantea* y *P. panamensis*, respectivamente. Finalmente, la remoción de CaCO_3 en las especies masivas por parte de las esponjas solo representó entre el 13 ± 2.19 y el 20 ± 5.07 % en *P. gigantea* y *P. panamensis*, respectivamente. No se observaron diferencias significativas entre el porcentaje de macrobioerosión causado por cada grupo en ambos géneros masivos.

Debido al número limitado de réplicas para establecer una tasa de macrobioerosión interna ($\text{kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$), se agruparon las especies de coral por morfología (Fig. 4). Considerando la tasa de extensión anual promedio, la edad calculada de las especies pertenecientes al género *Pocillopora* fue de 4.04 ± 0.15 años, mientras que fue de 5.5 ± 0.33 años la edad estimada para los géneros de crecimiento masivo (*Pavona* y *Porites*). Por lo anterior, la tasa de macrobioerosión interna estimada para las especies ramificadas fue de $1.51 \pm 0.11 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en el Arrecife Dos Hermanas y de $2.16 \pm 0.98 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en el arrecife Chahué, siendo significativamente mayor que la calculada para las especies masivas de $0.53 \pm 0.03 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en este mismo arrecife (t de Student= - 3.03, $p = 0.005$) (Fig. 4).

En los dos arrecifes estudiados se obtuvieron balances de CaCO_3 positivos. La producción bruta de los procesos de calcificación en el arrecife Dos Hermanas fue de $7.40 \pm 0.73 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ mientras que en Chahué fue de $6.01 \pm 1.26 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Fig. 5). La producción de CaCO_3 en ambos arrecifes fue predominantemente realizada por los corales. La microbioerosión fue el proceso erosivo preponderante en ambos arrecifes, removiendo 0.81 ± 0.15 y $1.15 \pm 0.70 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en Dos Hermanas y Chahué, respectivamente. La macrobioerosión interna removió $0.51 \pm 0.11 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en el arrecife Dos Hermanas, mientras que en Chahué significó la pérdida de $0.90 \pm 0.11 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$. El balance final de carbonatos en ambos arrecifes indica una G producción neta de $6.07 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en Dos hermanas, y de $3.96 \text{ kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ en Chahué (Fig. 5).

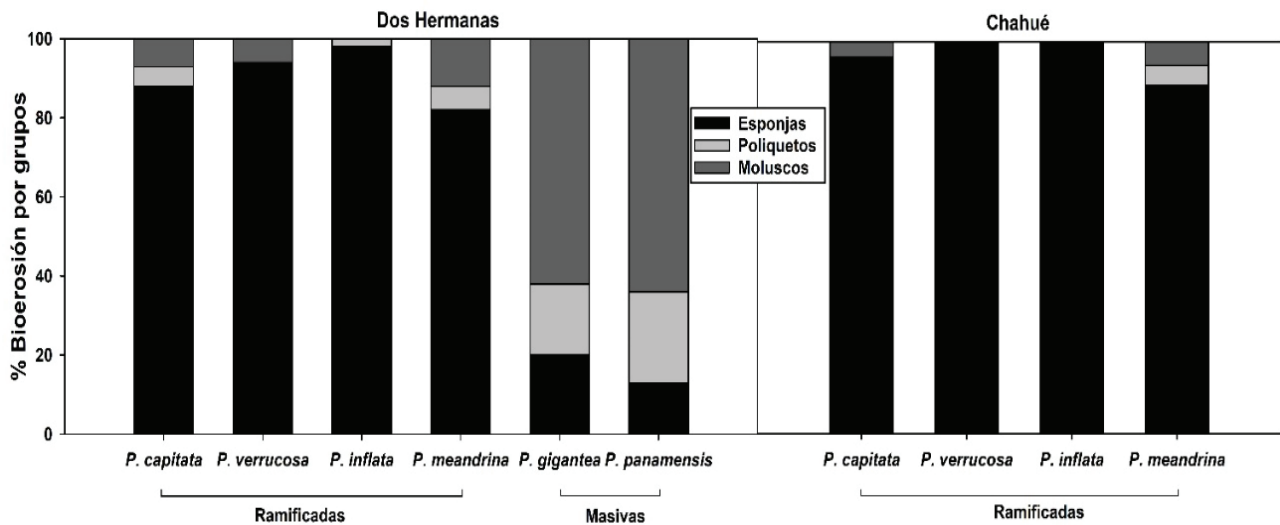


Figura 3. Porcentaje de macrobioerosión interna causada por diferentes gremios en los esqueletos de las principales especies constructoras de arrecifes del Pacífico sur mexicano.

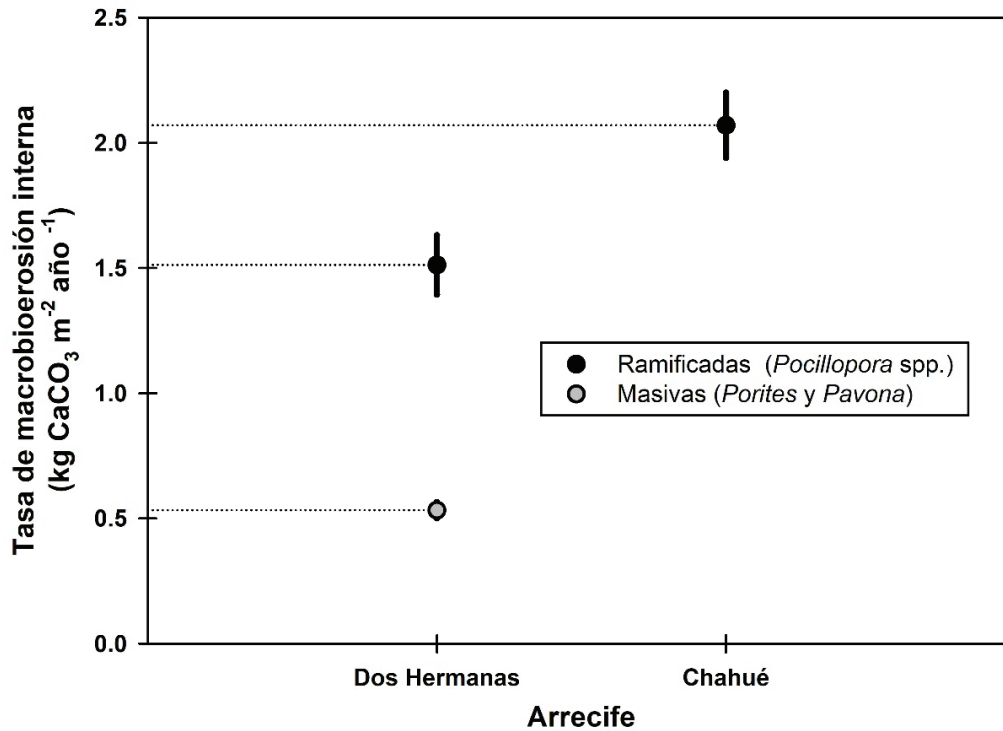


Figura 4. Tasa de macrobioerosión interna total (agrupando esponjas, poliquetos y moluscos) en corales de crecimiento ramificado y masivo en los arrecifes del Pacífico sur mexicano. Los valores representan la media ± error estándar.

DISCUSIÓN

La TC demostró ser una gran herramienta para el análisis de la macrobioerosión interna, especialmente en especies del género *Pocillopora* que, debido a su morfología ramificada y volumen reducido, difícilmente pueden ser analizadas empleando enfoques como el análisis de radiografías de lajas de coral que se obtienen del eje de máximo crecimiento de las colonias (Cosain-Díaz *et al.*, 2021). Por otra parte, pese a que el empleo de radiografías, es un enfoque rápido y de bajo costo para medir el porcentaje de macrobioerosión interna, los cálculos derivados de este enfoque corresponden a un área significativamente reducida del total de la colonia (Medellín-Maldonado *et al.*, 2022). Adicionalmente, debido a que, en el POT, en comparación con otras áreas del mundo, el mayor porcentaje de macrobioerosión interna en *Pocillopora* es realizado por esponjas endolíticas (Nava & Carballo, 2008; Glynn & Manzello, 2015), el análisis de la macrobioerosión interna de colonias de pocilopóridos por TC, se torna especialmente importante debido a que en la superficie de sus esqueletos no se observan señales de infestación por esponjas (Nava & Carballo, 2008). Debido a lo anterior y pese a que la TC representa un enfoque costoso, es una herramienta en extremo útil; de hecho, el empleo de la TC es el único enfoque que permite cuantificar el volumen erosionado del interior de todas las secciones de la colonia, permitiendo hacer estimaciones más precisas, y produciendo resultados más confiables que aquellos obtenidos por otros enfoques (DeCarlo *et al.*, 2015).

Los datos demuestran que la infestación interna de macrobioerosionadores en los esqueletos de las principales especies de cora-

les constructores de arrecifes en Huatulco es alta ya que representan hasta el 27.60 % de la remoción de CaCO₃ producido por los corales a nivel arrecife. Esto es de gran relevancia debido a que se ha observado que la presencia de macrobioerosionadores internos debilita la matriz esquelética (Tribollet & Golubic, 2011), aumentando la actividad de macrobioerosionadores superficiales como los erizos de mar y peces (Chazottes *et al.*, 2017). Por otro lado, el debilitamiento de las estructuras a causa de la macrobioerosión, podría conducir a una pérdida de la complejidad estructural debido al colapso de la estructura coralina (Morais *et al.*, 2022). Esto es particularmente preocupante en la zona de estudio debido a que la estructura de los arrecifes del PSM está dominado principalmente por placas de coral construidas de ramas imbricadas de *Pocillopora* spp. Dichas ramas se extienden verticalmente por más de 1 m de longitud, por lo que la actividad de macrobioerosionadores dentro de las ramas delgadas de *Pocillopora* podría colapsar las placas en escalas de tiempo relativamente cortas (años), comparado con arrecifes del Caribe donde la complejidad depende de la estructura formada por especies de crecimiento masivo de mayor volumen (p.g., *Orbicella* spp., *Acropora* spp.) (Alvarez-Filip *et al.*, 2013). Concurrentemente, solo la parte más apical (< 10 cm) de las placas formadas por especies del género *Pocillopora* se encuentran vivas, mientras que el resto es esqueleto muerto (Enochs & Manzello, 2012). Como consecuencia, las bases de las colonias podrían experimentar actividades de macrobioerosión más intensas debido a la falta de protección de tejido vivo (Kline *et al.*, 2019; Leggat *et al.*, 2019).

Este trabajo representa la primera estimación de la cantidad de CaCO₃ que remueven diferentes grupos de organismos macrobioero-

sionadores de los esqueletos de corales formadores de arrecifes en el PSM. Estudios realizados en arrecifes del POT empleando sustratos experimentales de *Pocillopora* han reportado porcentajes de remoción de CaCO_3 de alrededor de 36 %. Dichas observaciones fueron calculadas a partir de la diferencia del antes y después del peso seco de los sustratos experimentales; sin embargo, esta diferencia en el peso también puede verse influenciada por procesos de cementación (Wizemann *et al.*, 2018). Respecto al porcentaje de macrobioerosión interna en especies masivas, los porcentajes observados en este estudio se comparan por lo reportado por Cosain-Díaz *et al.* (2021) y Martínez-Castillo *et al.* (2022) para especies de los géneros *Pavona* y *Porites* en arrecifes ubicados en el Pacífico Central Mexicano (PCM). En los estudios señalados, se utilizó la técnica radiográfica en colonias de *P. panamensis*, *Porites lobata* (Dana, 1846) y *P. gigantea* como medio para determinar la remoción, reportando porcentajes de macrobioerosión interna entre 20.86 y 24.37 %. En contraste con los resultados del presente estudio, en el PCM las esponjas fueron el grupo que presentó el mayor porcentaje de erosión en los esqueletos. La diferencia entre grupos podría ser indicador de las condiciones ambientales específicas de cada sitio y estar relacionado con los hábitos alimenticios de los erosionadores (Glynn & Manzello, 2015). Por ejemplo, se ha encontrado una correlación entre el porcentaje de infestación de bivalvos como *Lithophaga* spp., y condiciones eutróficas (Glynn & Manzello 2015; Rice *et al.*, 2020). Aunque las diferencias observadas en la macrobioerosión entre grupos podrían ser

reflejo de la metodología empleada. En este estudio, la mayoría de la macrobioerosión causada por moluscos bivalvos la encontramos en las bases de la colonia en las secciones laterales, alejadas del eje máximo de crecimiento (zona central), de donde se obtienen las lajas que son analizadas mediante la técnica de rayos-X (Cosain-Díaz *et al.*, 2021).

La diferencia significativa que encontramos entre el porcentaje de macrobioerosión interna entre los arrecifes Dos Hermanas y Chahué podría respaldar la hipótesis que sugiere que las condiciones ambientales particulares de cada arrecife (aumento de nutrientes y la calidad del agua resultado de la desembocadura de ríos y asentamientos humanos) modulan la actividad de los macrobioerosionadores internos (Dee *et al.*, 2023). Por ejemplo, Chahué, donde se encontraron los porcentajes de macrobioerosión interna más altos (21.79 ± 1.37 %), es un arrecife de poca profundidad (< 6 m) que colinda con la costa, además de estar cercano a zonas con niveles altos de asentamientos humanos y desembocaduras de ríos (Fig. 1). Por su parte, Dos Hermanas es un arrecife que alcanza mayores profundidades (hasta 14 m) y cuyo menor porcentaje de macrobioerosión interna (15.92 ± 1.24 %) posiblemente se deba por la mejor calidad del agua, ya que se desarrolla lejano de zonas con asentamientos humanos y desembocaduras de ríos. No obstante, para probar esta hipótesis se necesitan investigaciones que contemplen el monitoreo continuo de diferentes factores ambientales (p.ej., pH, nitratos, etc.) para comprender mejor su relación con la macrobioerosión interna.

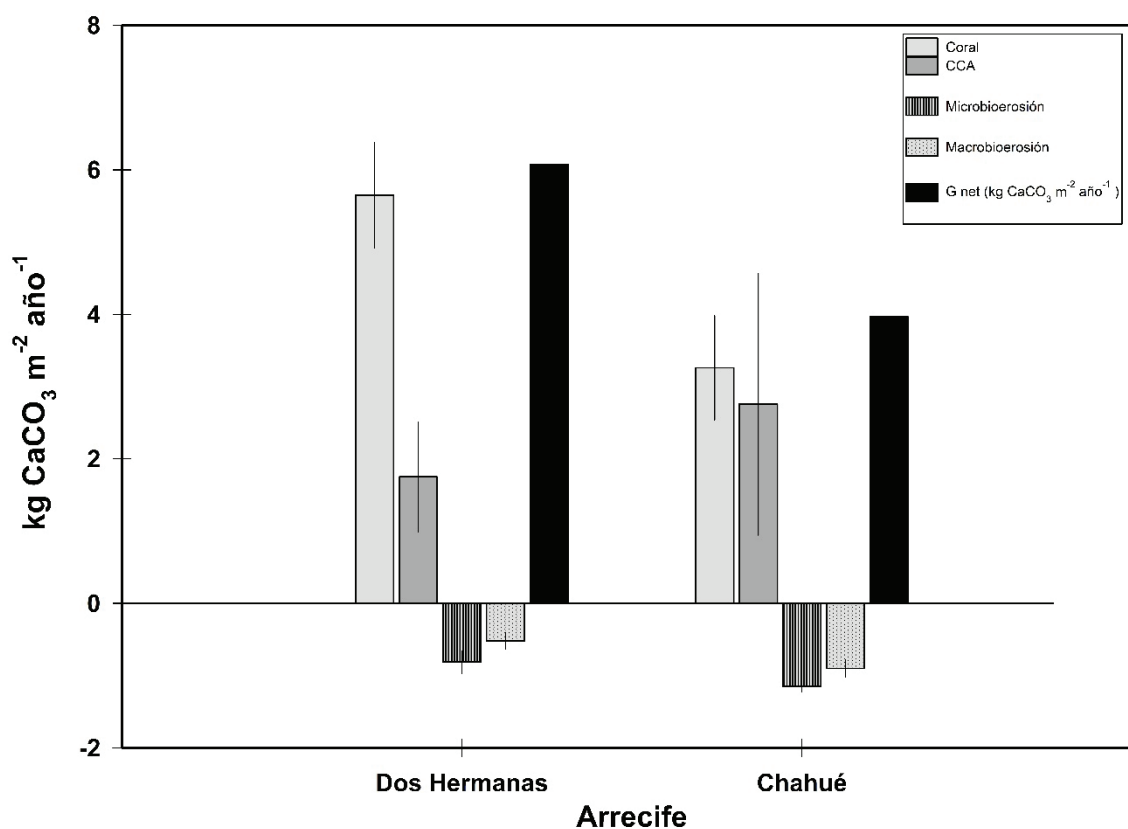


Figura 5. Balance de carbonatos ($\text{kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) en los arrecifes Dos Hermanas y Chahué, Bahías de Huatulco. Se muestran la contribución relativa de diferentes procesos de calcificación y erosión. Los valores representan el promedio \pm error estándar. CCA= Alga Coralina Incrustante.

La tasa de macrobioerosión interna observada es sensiblemente menor al intervalo reportado en el Pacífico de México por Nava & Carballo (2008), el cual oscila entre 2.9 y 7.1 kg CaCO₃ m⁻² año⁻¹. Concurrantemente, las tasas calculadas en otras latitudes son significativamente menores comparadas con nuestras estimaciones. Por ejemplo, Kiene & Hutchings (1994) calcularon una erosión interna de entre 0.05 y 0.22 kg CaCO₃ m⁻² año⁻¹ en un arrecife australiano. Estudios más recientes han reportado tasas de macrobioerosión interna entre 0.03 y 0.27 kg CaCO₃ m⁻² año⁻¹ en arrecifes de Australia y Florida, respectivamente (Osorno *et al.*, 2005; Kuffner *et al.*, 2019). Aunque las condiciones en que se desarrollan los sistemas arrecifales podrían explicar las diferencias en las tasas de macrobioerosión respecto a otros estudios, una parte de la diferencia entre estudios obedece a las particularidades metodológicas. Aquí utilizamos la edad promedio de las colonias para estimar la tasa de bioerosión; no obstante, nuestro marco temporal de referencia (cinco años) puede ser bastante alto y por consiguiente subestimar la remoción de CaCO₃. Por lo anterior, las estimaciones construidas a partir de enfoques experimentales que controlan el marco temporal de referencia (Enoch *et al.*, 2016), puede resultar en estimaciones más precisas.

Debido a que la mayoría de los organismos macrobioerosionadores son difíciles de monitorear, y aún más difícil de analizar, a menudo la contribución de su actividad bioerosionadora es pasada por alto a la hora de construir balances de carbonatos (Lange *et al.*, 2020). Debido a lo anterior, generalmente se emplean tasas calculadas para otras latitudes, con contextos ambientales diferentes y empleando diferentes metodologías (p.ej., peso boyante, radiografías, TC) creando balances poco certeros (Lange *et al.*, 2020). En este sentido, nuestros hallazgos demuestran que la macrobioerosión y microbioerosión son factores importantes dentro de la dinámica de los carbonatos en los arrecifes del PSM. Estos procesos, por sí solos, representan entre el 23.53 % y 62.93 % de la remoción de carbonatos producidos anualmente. Como se discutió anteriormente, la configuración de la estructura de los arrecifes del Pacífico mexicano aumenta el nivel de complejidad para estudiar y entender el impacto real de la comunidad de bioerosionadores. Por lo tanto, es imperativo adoptar nuevos enfoques que permitan seguir de cerca los procesos bioerosionadores en general, con el objetivo de producir balances más certeros que nos ayuden a estimar el estado de salud en que se encuentran.

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto CONACYT CF 2019/86397 Evaluación de la Función geo-ecológica de los arrecifes coralinos del Pacífico mexicano, por los recursos otorgados para realizar esta investigación. Agradecemos al personal de Buceo Huatulco por su asistencia en el trabajo de campo. Agradecemos los comentarios de dos revisores anónimos y del editor quienes ayudaron a mejorar sustancialmente este trabajo. Los autores queremos agradecer al Posgrado de Ciencias del Mar y Limnología, por la beca de doctorado otorgada a FMM.

REFERENCIAS

ALVARADO, J. J., J. CORTÉS., H. GUZMÁN & H. REYES-BONILLA. 2016. Bioerosion by the sea urchin *Diadema mexicanum* along Eastern Tropical Pacific coral reefs. *Marine Ecology* 37(5): 1088-1102. DOI: 10.1111/maec.12372

ALVARADO-RODRIGUEZ, J. F., L. E. CALDERON-AGUILERA, R. A. CABRAL-TENA, C. O. NORZAGARAY-LÓPEZ, H. NAVA, L. PEIFFER & R. G. FERNÁNDEZ-ALDECOA. 2022. High sclerobiont calcification in marginal reefs of the eastern tropical Pacific. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 557: 151800. DOI:10.1016/j.jembe.2022.151800

ALVAREZ-FILIP, L., J. P. CARRICART-GANIVET, G. HORTA-PUGA & R. IGLESIAS-PRieto. 2013. Shifts in coral-assembly composition do not ensure persistence of reef functionality. *Scientific Reports* 3(1): 1-5. DOI:10.1038/srep03486

CARBALLO, J. L., E. BAUTISTA-GUERRERO & G. E. LEYTE-MORALES. 2008. Boring sponges and the modeling of coral reefs in the east Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series* 356: 113-122. DOI:10.3354/meps07276

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. DOI:10.1002/2015JC011249

CHAZOTTES, V., P. HUTCHINGS & A. OSORNO. 2017. Impact of an experimental eutrophication on the processes of bioerosion on the reef: One Tree Island, Great Barrier Reef, Australia. *Marine Pollution Bulletin* 118(1-2): 125-130. DOI:10.1016/j.marpolbul.2017.02.047

CORNWALL, C. E., S. COMEAU, N. A. KORNDER, C. T. PERRY, R. VAN HOODONK, T. M. DECARLO & R. J. LOWE. 2021. Global declines in coral reef calcium carbonate production under ocean acidification and warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 118(21): e2015265118. DOI:10.1073/pnas.2015265118

COSAIN-DÍAZ, J. A., J. A. TORTOLERO-LANGARICA, A. P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO, E. BAUTISTA-GUERRERO, D. M. ANTUNA-ROMAN, P. SALAZAR-SILVA & A. L. CUPUL-MAGAÑA. 2021. Internal bioerosion in massive corals associated with reef communities in the northeastern tropical Pacific: The effect of intrinsic and extrinsic factors. *Ciencias Marinas* 47(1): 33-47. DOI:10.7773/cm.v47i1.3047

DANA J.D., 1842. *Zoophytes. United States Exploring Expedition during the years*. Philadelphia: Lea and Blanchard; pp.1846-1849.

DECARLO, T. M., A. L. COHEN, H. C. BARKLEY, Q. COBBAN, C. YOUNG, K. E. SHAMBERGER & Y. GOLBUU. 2015. Coral macrobioerosion is accelerated by ocean acidification and nutrients. *Geology* 43(1): 7-10. DOI:10.1130/G36147.1

DEE, S., T. M. DECARLO, I. LOZIĆ, J. NILSEN & N. K. BROWNE. 2023. Low bioerosion rates on inshore turbid reefs of Western Australia. *Diversity* 15(1): 62. DOI:10.3390/d15010062

ELLIS, J. & D. C. SOLANDER. 1786. The natural history of many curious and uncommon zoophytes: collected from various parts of the globe. (eds.). B. *White and son*. pp. 1-206 DOI:10.5962/bhl.title.64985

ENOCHS, I. C. & D. P. MANZELLO. 2012. Species richness of motile cryptofauna across a gradient of reef framework erosion. *Coral Reefs* 31: 653-661. DOI:10.1007/s00338-012-0886-z

ENOCHS, I. C., D. P. MANZELLO, G. KOŁODZIEJ, S. H. NOONAN, L. VALENTINO & K. E. FABRICIUS. 2016. Enhanced macroboring and depressed calcification drive net dissolution at high-CO₂ coral reefs. *Proceedings*

- of the Royal Society B: Biological Sciences 283(1842): 20161742. DOI:10.1098/rspb.2016.1742
- ENOCHS, I.C. & P.W. GLYNN. 2017. Corallivory in the Eastern Pacific. In: Glynn, P.W. Manzello, D.P. & I.C. Enochs (eds.). *Coral reefs of the Eastern Tropical Pacific: persistence and loss in a dynamic environment*. Dordrecht: Springer Science +Business Media, pp. 315–337. DOI:10.1007/978-94-017-7499-4_10
- EYRE, B. D., A. J. ANDERSSON & T. CYRONAK. 2014. Benthic coral reef calcium carbonate dissolution in an acidifying ocean. *Nature Climate Change* 4(11): 969-976. DOI:10.1038/nclimate2380
- GLYNN, P.W., 1988. El Niño warming, coral mortality and reef framework destruction by echinoid bioerosion in the eastern Pacific. *Galaxea* 7:129-160
- GLYNN, P.W., 1999, *Pocillopora inflata*, a new species of scleractinian coral (Cnidaria: Anthozoa) from the tropical eastern Pacific. *Pacific Science*. 53: 168-180. [86]
- GLYNN, P. W. & D. P. MANZELLO. 2015. Bioerosion and coral reef growth: a dynamic balance. In: Birkeland, C (eds.). *Coral reefs in the Anthropocene*. Springer, Dordrecht, pp. 67-97. DOI:10.1007/978-94-017-7249-5_4
- HERRERA-ESCALANTE, T., R. A. LÓPEZ-PÉREZ & G. E. LEYTE-MORALES. 2005. Bioerosion caused by the sea urchin *Diadema mexicanum* (Echinodermata: Echinoidea) at Bahías de Huatulco, Western Mexico. *Revista de Biología Tropical* 53(3): 263-273.
- KIENE, W. E. & P. HUTCHINGS. 1994. Bioerosion experiments at Lizard Island, Great Barrier Reef. *Coral Reefs* 13(2): 91-98. doi.org/10.1007/BF00300767
- KLINE, D. I., L. TENEVA, D. K. OKAMOTO, K. SCHNEIDER, K. CALDEIRA, T. MIARD & O. HOEGH-GULDBERG. 2019. Living coral tissue slows skeletal dissolution related to ocean acidification. *Nature Ecology & Evolution* 3(10): 1438-1444. doi.org/10.1038/s41559-019-0988-x
- KÜFFNER, I. B., L. T. TOTH, J. H. HUDSON, W. B. GOODWIN, A. STATHAKOPOULOS, L. A. BARTLETT & E. M. WHITCHER. 2019. Improving estimates of coral reef construction and erosion with in situ measurements. *Limnology and Oceanography* 64(5): 2283-2294. DOI:10.1002/lno.11184
- LANGE, I. D., C. T. PERRY & L. ALVAREZ-FILIP. 2020. Carbonate budgets as indicators of functional reef “health”: A critical review of data underpinning census-based methods and current knowledge gaps. *Ecological Indicators* 110: 105857. DOI:10.1016/j.ecolind.2019.105857
- LAZAR, B. & Y. LOYA. 1991. Bioerosion of coral reefs: A chemical approach. *Limnology and Oceanography* 36(2): 377-383. DOI:10.1016/j.ecolind.2019.105857
- LEGGAT, W. P., E. F. CAMP, D. J. SUGGETT, S. F. HERON, A. J. FORDYCE, S. GARDNER & T. D. AINSWORTH. 2019. Rapid coral decay is associated with marine heatwave mortality events on reefs. *Current Biology* 29(16): 2723-2730. DOI:10.1016/j.cub.2019.06.077
- 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. DOI:10.7773/cm.v42i1.2586
- LÓPEZ-PÉREZ, R. A., L. E. CALDERÓN-AGUILERA, H. REYES-BONILLA, J. D. CARRIQUIRY, P. MEDINA-ROSAS, A. L. CUPUL-MAGAÑA & B. M. LUNA-SALGUERO. 2012. Coral communities and reefs from Guerrero, southern Mexican Pacific. *Marine Ecology* 33(4): 407-416. DOI:10.1111/j.1439-0485.2011.00505.x
- LÓPEZ-PÉREZ, A., R. GRANJA-FERNÁNDEZ, O. VALENCIA-MÉNDEZ, C. APARICIO-CID, A. M. TORRES-HUERTA, N. A. BARRIENTOS-LUJÁN & L. HERNÁNDEZ. 2019. Biodiversity associated with southern Mexican Pacific coral systems. In: Ibañez, A (eds.). *Mexican Aquatic Environments: A General View from Hydrobiology to Fisheries*. Springer, pp. 119-144. DOI:10.1007/978-3-030-11126-7_5
- MANZELLO, D. P., I. C. ENOCHS, G. KOŁODZIEJ & R. CARLTON. 2015. Recent decade of growth and calcification of *Orbicella faveolata* in the Florida Keys: an inshore-offshore comparison. *Marine Ecology Progress Series* 521: 81-89. DOI:10.3354/meps11085
- MARTÍNEZ-CASTILLO, V., A. P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO, A. B. MAYFIELD, F. A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA & A. L. CUPUL-MAGAÑA. 2022. Coral Recovery in the Central Mexican Pacific 20 Years after the 1997-1998 El Niño Event. *Oceans* 3(1): 48-59. DOI:10.3390/oceans3010005
- MEDELLÍN-MALDONADO, F., R. A. CABRAL-TENA, A. LÓPEZ-PÉREZ, L. E. CALDERÓN-AGUILERA, C. 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. DOI:10.7773/cm.v42i3.2650
- MEDELLÍN-MALDONADO, F., A. LÓPEZ-PÉREZ, L. RUIZ-HUERTA & J. P. CARRICART-GANIVET. 2022. Understanding corallite demography to comprehend potential bias in sclerochronology: Analysis of coral modular growth by micro-computed tomography. *Limnology and Oceanography* 67(12): 2665-2676. DOI:10.1002/lno.12229
- MOLLIKA, N. R., W. GUO, A. L. COHEN, K. F. HUANG, G. L. FOSTER, DONALD & A. R. SOLOW, 2018. Ocean acidification affects coral growth by reducing skeletal density. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115(8): 1754-1759. DOI:10.1073/pnas.171280611
- MORAIS, J., R. MORAIS, S. B. TEBBETT & D. R. BELLWOOD. 2022. On the fate of dead coral colonies. *Functional Ecology* 36(12): 3148-3160. DOI:10.1111/1365-2435.14182
- NAVA, H. & J. L. CARBALLO. 2008. Chemical and mechanical bioerosion of boring sponges from Mexican Pacific coral reefs. *Journal of Experimental Biology* 211(17): 2827-2831. DOI:10.1242/jeb.019216
- OSORNO, A., M. PEYROT-CLAUDE & P. A. HUTCHINGS. 2005. Patterns and rates of erosion in dead *Porites* across the Great Barrier Reef (Australia) after 2 years and 4 years of exposure. *Coral Reefs* 24(2): 292-303. DOI:10.1007/s00338-005-0478-2
- PERNICE, M., J. B. RAINA, N. RÄDECKER, A. CÁRDENAS, C. POGOREUTZ & C. R. VOOLSTRA. 2020. Down to the bone: the role of overlooked endolithic microbiomes in reef coral health. *The ISME Journal* 14(2): 325-334. DOI:10.1038/s41396-019-0548-z
- PERRY, C. T. & L. J. HEPBURN. 2008. Syn-depositional alteration of coral reef framework through bioerosion, encrustation and cementation: taphonomic signatures of reef accretion and reef depositional events. *Earth-Science Reviews* 86(1-4): 106-144. DOI:10.1016/j.earscirev.2007.08.006
- PERRY, C. T., T. SPENCER & P. S. KENCH. 2008. Carbonate budgets and reef production states: a geomorphic perspective on the ecological

- phase-shift concept. *Coral Reefs* 27(4): 853-866. DOI:10.1007/s00338-008-0418-z
- PERRY, C.T., G.N. MURPHY, P.S. KENCH, E.N. EDINGER, S.G. SMITHERS, R.S. STENECK & P.J. MUMBY. 2014. Changing dynamics of Caribbean reef carbonate budgets: emergence of reef bioeroders as critical controls on present and future reef growth potential. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B* 281: 2014-2018. DOI:10.1098/rspb.2014.2018
- PERRY, C. T. & L. ALVAREZ-FILIP. 2019. Changing geo-ecological functions of coral reefs in the Anthropocene. *Functional Ecology* 33(6): 976-988. DOI:10.1111/1365-2435.13247
- 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.
- RICE, M. M., R. L. MAHER, A. M. CORREA, H. V. MOELLER, N. P. LEMOINE, A. A. SHANTZ & N. J. SILBIGER. 2020. Macroborer presence on corals increases with nutrient input and promotes parrotfish bioerosion. *Coral Reefs* 39: 409-418. DOI:10.1007/s00338-020-01904-y
- SCHÖNBERG, C. H., J. K. FANG, M. CARREIRO-SILVA, A. TRIBOLLET & M. WISSHAK. 2017. Bioerosion: the other ocean acidification problem. *ICES Journal of Marine Science* 74(4): 895-925. DOI:10.1093/icesjms/fsw254
- TRIBOLLET, A & S. GOLUBIC. 2011. Reef bioerosion: agents and processes. In: Dubinsky, Z. & N. Stambler (eds.). *Coral Reefs: An Ecosystem in Transition*. Springer, Dordrecht, pp. 435-449. DOI:10.1007/978-94-007-0114-4_25
- TRIBOLLET, A., A. CHAUVIN & P. CUET. 2019. Carbonate dissolution by reef microbial borers: a biogeological process producing alkalinity under different pCO₂ conditions. *Facies* 65(2), 9. DOI:10.1007/s10347-018-0548-x
- TRIBOLLET, A., A. CHAUVIN & P. CUET. 2022. Natural photosynthetic microboring communities produce alkalinity in seawater whereas aragonite saturation state rises up to five. *Frontiers in Earth Science* 10:894501. DOI:10.3389/feart.2022.894501
- VERRILL A.E., 1864. *Revision of the polypi of the eastern coast of the United States*. Boston: Boston Society of Natural History 1. 45p.
- WIZEMANN, A., S. D. NANDINI, I. STUHLREIER, C. SÁNCHEZ-NOGUERA, WISSHAK, M. WESTPHAL & C. E. REYMOND. 2018. Rapid bioerosion in a tropical upwelling coral reef. *PLoS One* 13(9): e0202887. DOI:10.1371/journal.pone.0202887

Descripción de la funcionalidad física en los arrecifes de coral de Isla Espíritu Santo, La Paz, Baja California Sur

Description of physical functionality in the coral reefs of Isla Espíritu Santo, La Paz, Baja California Sur

Claudia Rebeca Navarrete-Torices¹, Héctor Reyes-Bonilla², Rafael A. Cabral-Tena^{1*} 

Recibido: 31 de octubre de 2022.

Aceptado: 30 de mayo de 2023.

Publicado: agosto de 2023.

RESUMEN

Antecedentes. Los corales desempeñan un papel fundamental en la estructura y función del arrecife debido a su capacidad para depositar carbonato de calcio y contribuir con la formación de estructuras tridimensionales complejas. Sin embargo, el potencial de funcionamiento de una comunidad arrecifal, en términos de su capacidad de construcción, es afectado por la abundancia relativa de las especies de coral que se encuentran en el arrecife. **Objetivos.** Evaluar la funcionalidad física de los arrecifes de coral en seis sitios del Parque Nacional Zona Marina del Archipiélago Espíritu Santo (PNZMAES). **Métodos.** Se implementó el Índice Funcional Arrecifal (IFA) como métrica de funcionalidad física; esta herramienta considera la tasa de calcificación, la complejidad estructural y la abundancia de las especies de coral en cada sitio. **Resultados.** Los sitios Las Navajas y San Gabriel presentaron la cobertura de coral mayor con 74.72 % y 60.14 %, respectivamente, mientras que La Ballena fue el sitio con menor cobertura coralina (6.77 %). En cuanto al IFA, los sitios que presentaron el mayor valor fueron Las Navajas (0.68) y San Gabriel (0.65), dominados por los corales *Pocillopora meandrina* y *Pocillopora verrucosa*, respectivamente. El sitio con menor IFA fue La Ballena (0.35), donde *Pocillopora verrucosa* predominó. Las especies de coral del género *Pocillopora* son las que predominaron en todos los sitios y los que tuvieron una mayor contribución al IFA. **Conclusiones.** El IFA ayudó a complementar la información del ensamblaje de corales en el PNZMAES y a entender el desempeño que tienen las especies de coral en el funcionamiento arrecifal del Pacífico mexicano.

Keywords: Coral Cover, functional ecology, physical functionality, Gulf of California.

ABSTRACT

Background. Corals play a fundamental role in reef structure and function because of their ability to deposit calcium carbonate and contribute to the formation of complex three-dimensional structures. However, the functioning potential of a reef community, in terms of its building capacity, is affected by the relative abundance of coral species on the reef. **Objectives.** Evaluate the physical functionality of coral reefs at six sites in the Parque Nacional Zona Marina del Archipiélago Espíritu Santo (PNZMAES). **Methods.** The Reef Functional Index (RFI) was implemented as a metric of physical functionality; this tool considers the calcification rate, structural complexity, and abundance of coral species at each site. **Results.** Las Navajas and San Gabriel sites had the highest coral cover, with 74.72 % and 60.14 %, respectively, while La Ballena was the site with the lowest coral cover (6.77 %). In terms of IFA, the sites with the highest index were Las Navajas (0.68) and San Gabriel (0.65), dominated by *Pocillopora meandrina* and *Pocillopora verrucosa* corals, respectively. The site with the lowest IFA was La Ballena (0.35), with *Pocillopora verrucosa* being the predominant coral. Coral species of the genus *Pocillopora* were predominant in all sites and contributed the most to the Reef Function Index. **Conclusions.** The Reef Function Index helped to complement the information on the coral assemblage in the PNZMAES and to understand the performance of coral species in the reef functioning of the Mexican Pacific.

Palabras clave: Cobertura coralina, ecología funcional, funcionalidad física, Golfo de California.

¹ Laboratorio de Arrecifes y Biodiversidad/ Departamento de Ecología Marina, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, Zona Playitas, Ensenada, Baja California, 22860. México

² Laboratorio de Sistemas Arrecifales/Departamento Académico de Ciencias Marinas y Costeras, Universidad Autónoma de Baja California Sur. Carretera al sur km 5.5, La Paz, Baja California Sur, 23080. México

*Corresponding author:

Rafael A. Cabral-Tena: e-mail: rcabral@cicese.mx

To quote as:

Navarrete-Torices, C. R., H. Reyes-Bonilla & R. A. Cabral-Tena. 2023. Descripción de la funcionalidad física en los arrecifes de coral de Isla Espíritu Santo, La Paz, Baja California Sur. *Hidrobiológica* 33 (2): 191-200.

DOI:10.24275/RHDH7182

INTRODUCCIÓN

Los corales constructores de arrecifes desempeñan un papel primario en la estructura y función del arrecife (Coates & Jackson, 1987) ya que, debido a su capacidad para depositar carbonato de calcio contribuyen con la formación de estructuras tridimensionales complejas (Cabral-Tena *et al.*, 2018). Los arrecifes de coral proveen hábitat y refugio a una amplia gama de organismos asociados que juegan un rol importante en el flujo de materia y energía de las redes tróficas de los arrecifes (Plaisance *et al.*, 2011; Paz-García *et al.*, 2015; Tortolero-Langarica *et al.*, 2017a; Calderón-Aguilera *et al.*, 2021). De igual manera, los arrecifes de coral ofrecen servicios ecosistémicos de gran valor a las comunidades costeras. Estos servicios pueden ser sociales, culturales o económicos como los recursos pesqueros (Reyes-Bonilla *et al.*, 2014a). Además, los arrecifes de coral dan protección a la línea de costa contra el oleaje y los daños que pueden causar las tormentas y los huracanes (Perera-Valderrama *et al.*, 2020). Asimismo, proporcionan arena, dando origen a playas que atraen actividades; el turismo costero, por ejemplo, genera aproximadamente \$36 billones de dólares anualmente a nivel mundial (Martínez *et al.*, 2007; Spalding *et al.*, 2017).

Debido a la importancia ecológica y económica de los arrecifes de coral, recientemente se han examinado los rasgos funcionales de los corales que son clave para la persistencia de los arrecifes, tales como el crecimiento, la complejidad estructural y la producción de carbonato de calcio (Álvarez-Filip *et al.*, 2011; Medellín-Maldonado *et al.*, 2016). Sin embargo, el potencial de funcionamiento de una comunidad arrecifal, en términos de su capacidad de construcción, es afectado por la abundancia relativa de las especies de coral que se encuentran presentes en el arrecife (Darling *et al.*, 2019). En relación con lo anterior, solo algunos rasgos de los corales (rugosidad y tasa de calcificación de la colonia) determinan la capacidad de las comunidades coralinas para crear estructuras tridimensionales complejas mediante la precipitación de carbonato de calcio, que definen la funcionalidad física del ecosistema, los cuales son particulares a cada especie (González-Barrios *et al.*, 2021).

Los rasgos funcionales de cada especie de coral que determinan la funcionalidad física de los arrecifes coralinos son: la abundancia por especie (cobertura), la complejidad estructural (altura, diámetro y rugosidad por especie) y la tasa de calcificación (extensión y densidad del esqueleto por especie) (Álvarez-Filip *et al.*, 2013; Cabral-Tena *et al.*, 2018). De manera que, utilizando los rasgos funcionales mencionados anteriormente, se ha propuesto el Índice de Funcionalidad Arrecifal (IFA), mediante el cual se determina el aporte de las especies de coral, su función en el ecosistema y las diferentes respuestas de los arrecifes coralinos ante impactos naturales o antropogénicos (González-Barrios & Álvarez-Filip, 2018).

En el Pacífico mexicano, los arrecifes de coral son pequeños, con baja riqueza de especies de coral y generalmente dominados por especies del género *Pocillopora* (> 90 %) (Medellín-Maldonado *et al.*, 2016; López-Pérez *et al.*, 2019). Sin embargo, algunos factores como las zonas de surgencia o gradientes de profundidad y temperatura, así como los efectos de los eventos ENSO (El Niño y La Niña) pueden producir diferencias en la calcificación de *Pocillopora* en la región (Tortolero-Langarica *et al.*, 2017a).

Considerando que los sistemas coralinos del Pacífico mexicano tienen una menor riqueza de especies de coral en comparación con otras regiones (e.g. Caribe, Indo-Pacífico), la disminución en la abundancia

coralina podría generar cambios en la dominancia de las especies de coral y alterar las funciones ecológicas de la comunidad coralina (Cabral-Tena *et al.*, 2018). Dada la importancia de la pérdida de cobertura de coral vivo, diversos estudios se han orientado a evaluar el estado de salud de los ecosistemas por medio de este valor (Selig & Bruno, 2010). No obstante, su estimación puede pasar por alto las diferencias específicas de la complejidad estructural y tasa de calcificación de los corales (Darling *et al.*, 2019), y podría no reflejar el verdadero estado de salud de los arrecifes coralinos (Cabral-Tena *et al.*, 2018, 2020).

Debido a que los estudios en donde se identifican los rasgos morfológicos de las especies de coral que contribuyen a la funcionalidad física del ensamblaje en el Pacífico mexicano se han realizado únicamente en el suroeste del país (Cabral-Tena *et al.*, 2020), el objetivo de este trabajo fue determinar la funcionalidad física de los arrecifes de Isla Espíritu Santo, La Paz, Baja California Sur (B.C.S.), México para describir la función de las especies de coral, así como complementar el conocimiento de los arrecifes coralinos de esta zona.

MATERIALES Y MÉTODOS

El Parque Nacional Zona Marina del Archipiélago de Espíritu Santo (PNZMAES) se ubica al oriente de la bahía de La Paz dentro del Golfo de California, B.C.S., México (24°24'-24°36' N; 110°18'-110°27' O) (Fig. 1). La temperatura de la superficie del mar posee dos temporadas muy marcadas a lo largo del año, con temperatura máxima de 30 °C en verano y temperatura mínima promedio de 20 °C en invierno (CONANP, 2001). La salinidad presenta variaciones en los primeros metros de profundidad entre 35.74 y 34.9 partes por mil (CONANP, 2014). Las mareas en la bahía de La Paz son de carácter semidiurno relacionadas a las oscilaciones del Golfo de California y del Océano Pacífico; en la bahía, el refluo entre la pleamar y la bajamar es el más intenso, ocasionando corrientes de mareas fuertes, mayores que las observadas en el flujo (González-Medina, 2004).

Para determinar la cobertura coralina se realizaron censos submarinos en seis sitios del PNZMAES en septiembre y octubre del 2021. Se realizaron transectos de banda de 25 m de largo x 2 m de ancho, paralelos a la costa (10-12 transectos/sitio) a una profundidad máxima de nueve metros. En total se realizaron 66 transectos: 12 transectos en La Dispensa, El Corralito y Las Navajas, respectivamente y 10 transectos en San Gabriel, La Ballena y Roca Swann, respectivamente. El porcentaje de cobertura de coral se registró utilizando seis cuadrantes (1 m²) por transecto, colocados a una distancia de ~4 m. A partir de lo anterior, se obtuvo el promedio de porcentaje de cobertura de coral por transecto, lo que corresponde a la unidad experimental de este estudio.

La complejidad estructural se determinó con base en el índice de rugosidad (IR) y la altura de cada colonia. Siguiendo la metodología de Álvarez-Filip *et al.* (2011), se utilizó una cadena y una cinta métrica para seguir el contorno del coral, y se calculó la relación de la longitud del contorno del principio hasta el final de la colonia (*Vmin*) entre la distancia lineal del diámetro mayor de la colonia (*Dmayor*):

Considerando que, dependiendo de la forma del coral, el índice de rugosidad tendrá un mayor valor en colonias ramificadas debido a una mayor superficie que le proveen las ramificaciones, en comparación con las colonias de tipo masivo. Asimismo, en cada sitio se midió de manera aleatoria la altura de las colonias de coral cercanas al transecto con una cinta métrica (103 colonias de *Pocillopora verrucosa* (Ellis & Solander,

1786), 16 colonias de *Pocillopora meandrina* Dana, 1846, 15 colonias de *Pocillopora damicornis* (Linnaeus, 1758), una colonia de *Pavona gigantea* (Verrill, 1869), 24 colonias de *Porites panamensis* Verrill, 1866, una colonia de *Psammocora stellata* (Verrill, 1866) y para *Pocillopora capitata* Verrill, 1864 se tomaron los datos de Martínez-Ávila (2022).

La tasa de calcificación ($\text{kg CaCO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) de cada especie de coral se obtuvo de la información publicada de la tasa de extensión (cm año^{-1}) y la densidad del esqueleto del coral (g cm^{-3}) (*P. verrucosa*, *P. capitata*, *P. meandrina* y *P. damicornis* (Medellín-Maldonado *et al.*, 2016; Tortolero-Langarica *et al.*, 2017b), *P. gigantea* (Tortolero-Langarica *et al.*, 2017b), *P. panamensis* (Cabral-Tena *et al.*, 2013) y *P. stellata* (Bezy *et al.*, 2006; Norzagaray-López *et al.*, 2017). El cálculo se realizó siguiendo la metodología de González-Barrios & Álvarez-Filip (2018), para el caso de los corales ramificados se estimó de acuerdo con el tipo de crecimiento cilíndrico y para los corales masivos e incrustantes se estimó de acuerdo con el grupo parabolóide.

Posteriormente, las variables se estandarizaron por medio de la siguiente ecuación:

$$\text{Estandarización} = \frac{(x - \text{valor mínimo})}{(\text{valor máximo} - \text{valor mínimo})}$$

Dónde *x* es el valor de cada una de las variables para cada especie (la altura, el índice de rugosidad y la calcificación) (Tabla 1).

Consecutivamente, se obtuvo el Coeficiente Funcional (CF) de cada especie, mediante el promedio de los valores de cada variable estanda-

rizada. Este coeficiente es particular de cada especie, el cual le confiere un valor dependiendo de los rasgos anteriormente calculados.

El Índice de Función Arrecifal (IFA) se calculó siguiendo lo propuesto por González-Barrios & Álvarez-Filip (2018) el cual considera la cobertura coralina, la altura, la rugosidad y la tasa de calcificación de las especies de coral. El IFA es la sumatoria de los productos de la cobertura coralina (*Cc*), multiplicada por el Coeficiente Funcional (*CF*) de cada especie de coral, por medio de la ecuación:

$$IFA = \sum_i \left(\frac{C_{c_i}}{100} \right) CF_i$$

Para facilitar la interpretación de los datos, se obtuvo la raíz cuarta del IFA (Cálculo de IFA (raíz) = $IFA^{(1/4)}$). El IFA puede oscilar entre cero y uno: un valor cercano a cero representa un arrecife con una baja funcionalidad, mientras que un valor cercano a uno representa un arrecife con una alta funcionalidad.

Se realizaron pruebas de normalidad (Shapiro-Wilk) y homogeneidad de varianzas (Levene). Tras verificar los supuestos, se realizó un análisis de varianza de una vía (ANOVA) para determinar si hay diferencias en la cobertura coralina y el IFA entre los sitios de muestreo; en caso de que existieran diferencias, se realizó una prueba Tukey como análisis *Post-hoc*. Por último, se ajustó un modelo de regresión lineal simple en el que se busca establecer la relación entre la cobertura coralina de cada género (variable independiente) y el IFA observado (variable dependiente). Los análisis estadísticos se realizaron mediante el programa Past v4.02.

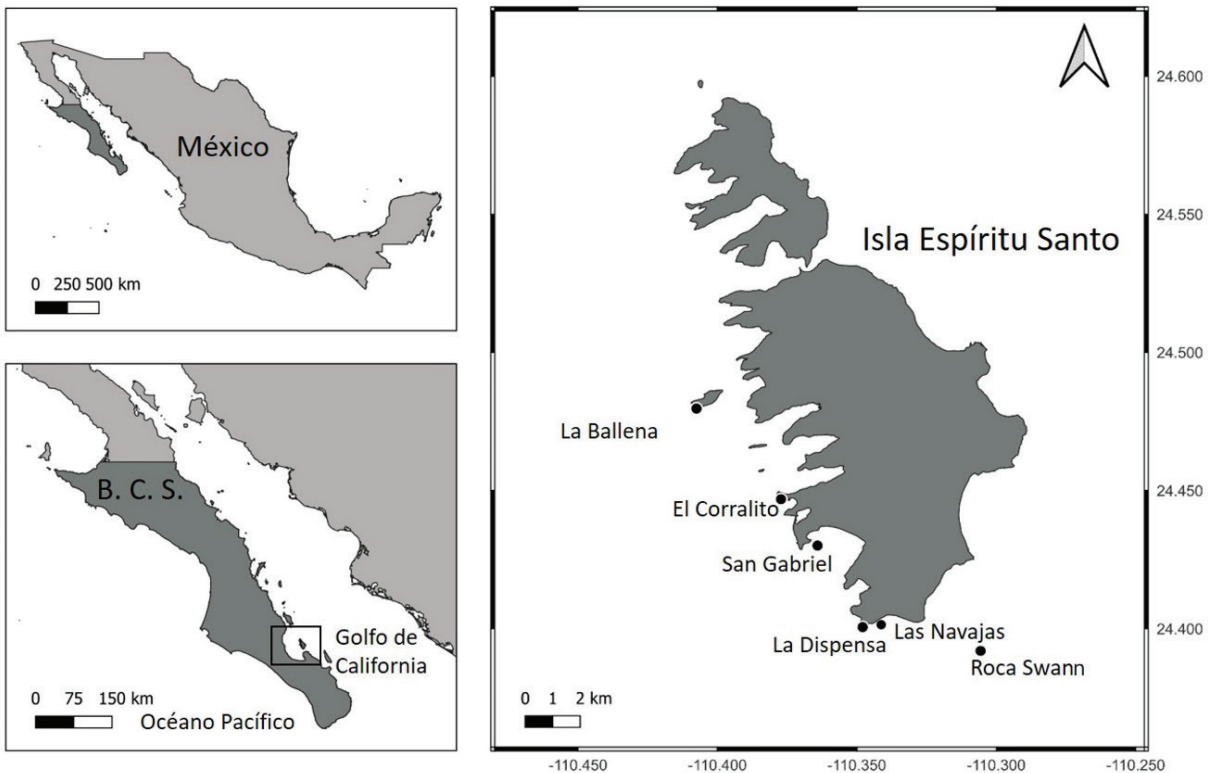


Figura 1. Sitios de muestreo en el Parque Nacional Isla Espíritu Santo, Baja California Sur, México.

RESULTADOS

Los corales del género *Pocillopora* tuvieron los mayores coeficientes funcionales, seguidos de *Pavona*, *Psammocora* y *Porites*. La especie de coral *P. verrucosa* presentó el CF más alto con 0.88, seguido de *P. capitata*, *P. meandrina* y *P. damicornis* con 0.72, 0.70 y 0.62, respectivamente. *Psammocora stellata* y *P. panamensis* fueron las especies de coral que presentaron los CF más bajos con 0.07 y 0.02, respectivamente (Tabla 1).

La cobertura coralina promedio de los sitios en Isla Espíritu Santo fue de 43.78 ± 23.20 % (promedio \pm desviación estándar). Las Navajas y San Gabriel fueron los sitios que presentan la mayor cobertura coralina con 74.72 ± 23.67 % y 60.14 ± 12.92 %, respectivamente. La Ballena fue el sitio con la menor cobertura de coral (6.77 ± 2.34 %). La especie de coral que contribuyó en mayor medida a la cobertura coralina total de Las Navajas fue *P. meandrina* (63.68 %). Por otro lado, *P. verrucosa* fue la especie dominante en San Gabriel y en La Ballena en donde contribuyó con 36 % y 6.28 % a la cobertura total, respectivamente (Fig. 2). Los resultados del análisis de varianza indicaron la existencia de diferencias significativas en la cobertura de coral entre los sitios muestreados ($p < 0.05$, $gl = 65$, $F = 19.71$) (Tabla S1). Los sitios que tuvieron diferencias estadísticas fueron: La Dispensa respecto a La Ballena y Las Navajas; San Gabriel respecto a El Corralito y La Ballena; El Corralito es diferente a La Ballena y Las Navajas; La Ballena es diferente de Las Navajas y Roca Swann; Las Navajas es diferente a Roca Swann (Fig. 2).

El Índice de Función Arrecifal (IFA) promedio en los sitios en Isla Espíritu Santo fue de 0.65 ± 0.15 . Los sitios que presentaron el IFA más alto fueron Las Navajas y San Gabriel con 0.68 y 0.65, respectivamente. Por otro lado, La Ballena fue el sitio con el IFA menor con 0.35. La especie de coral que contribuyó en mayor medida en el IFA del sitio Las Navajas fue *P. meandrina* (0.65) y, por otro lado, *P. verrucosa* fue la especie que contribuyó en mayor medida en los sitios San Gabriel y en La Ballena con 0.45 y 0.30, respectivamente (Fig. 3). Los resultados del análisis de varianza indicaron que existen diferencias significativas en los sitios muestreados ($p < 0.05$, $gl = 65$, $F = 19.71$) (Tabla S2). Los sitios que fueron estadísticamente diferentes fueron: La Dispensa respecto a San Gabriel, La Ballena y Las Navajas; San Gabriel es diferente

a La Ballena; El Corralito es diferente a La Ballena y Las Navajas; La Ballena es diferente a Las Navajas y Roca Swann (Fig. 3).

En cuanto al modelo lineal relacionando la cobertura coralina total y el IFA, hay una relación significativa y positiva ($r^2 = 0.70$, $N = 66$, $p < 0.05$); es decir, el IFA incrementó cuando la cobertura coralina aumentó (Fig. 4). En cuanto a los modelos de regresión lineal relacionando la cobertura de cada género de coral y el IFA, el modelo que incluye los datos de cobertura del género *Pocillopora* fue el único que presentó una tendencia positiva y significativa ($r^2 = 0.74$, $N = 66$, $p < 0.05$) (Fig. 5), mientras que el género *Pavona* presentó una relación no significativa ($r^2 = 0.0004$, $N = 66$, $p > 0.05$) (Fig. 6). Por otro lado, el modelo de regresión lineal con cobertura del género *Porites* presentó una relación no significativa, pero con una tendencia negativa ($r^2 = 0.01$, $N = 66$, $p > 0.05$) (Fig. 7). El género *Psammocora* no se incluyó en el análisis debido a que solo estuvo presente en un sitio.

DISCUSIÓN

En este estudio las especies del género *Pocillopora* presentaron los mayores coeficientes funcionales, resaltando su importancia en la contribución a la funcionalidad física, además de que son las especies de coral constructoras de arrecifes más importantes (en términos de dominancia) en el Pacífico mexicano y a lo largo del Pacífico Oriental Tropical (POT) (Cortés *et al.*, 2017; López-Pérez *et al.*, 2019; Cabral-Tena *et al.*, 2020).

Por otro lado, *P. gigantea* presentó un CF elevado en contraste con las otras especies masivas, esto resalta ya que a pesar de que *P. gigantea* es un coral con valores de rugosidad y calcificación por debajo de los *Pocillopora*, su CF es cercano a *P. damicornis* debido a que la altura de esta especie es superior a todas las especies consideradas en el presente estudio. Esto le confiere un CF con un valor medio entre las especies y, además resalta que fue la especie que tuvo mayor aporte en el IFA en el sitio La Dispensa (Tabla 1, Figs. 2-3). Adicionalmente, los corales *Psammocora* y *Porites* fueron las especies que presentaron los CF más bajos. Los resultados coinciden con lo reportado en Huatulco (Cabral-Tena *et al.*, 2020), donde a pesar de tener una composición de especies diferentes en los arrecifes muestreados, tiene un patrón en el que *Pocillopora* presenta un CF alto, *Pavona* medio y *Porites* bajo.

Tabla 1. Altura (promedio \pm desviación estándar), índice de rugosidad (promedio \pm desviación estándar), tasa de calcificación y coeficientes funcionales (CF) de cada especie de coral de la Isla Espíritu Santo.

	Altura (cm)	Índice de rugosidad	Tasa de calcificación (kg m ⁻² año ⁻¹)	CF
<i>Pocillopora verrucosa</i> (Ellis & Solander, 1786)	26.71 ± 13.74	3.09 ± 0.67	21.16	0.88
<i>Pocillopora capitata</i> (Verrill, 1864)	20 ± 6.61	3.27 ± 0.66	19.74	0.72
<i>Pocillopora meandrina</i> (Dana, 1846)	23.33 ± 5.16	3.72 ± 0.41	15.43	0.70
<i>Pocillopora damicornis</i> (Linnaeus, 1758)	25 ± 3.76	2.77 ± 0.71	16.29	0.62
<i>Pavona gigantea</i> (Verrill, 1869)	27.92 ± 9.88	2.17 ± 0.43	14.75	0.52
<i>Psammocora stellata</i> (Verrill, 1866)	10.75 ± 5.43	1.53 ± 0.27	14.25	0.07
<i>Porites panamensis</i> (Verrill, 1866)	11.75 ± 5.43	1.53 ± 0.27	12.29	0.02

Tabla S1. Prueba Tukey para diferencias de cobertura coralina entre los sitios. Los números en negritas tienen una $p < 0.05$.

	DIS	GAB	COR	BAL	NAV	ROC
DIS		0.3579	0.6207	2.652e⁻⁰⁵	0.001351	0.992
GAB			0.01118	4.181e⁻⁰⁸	0.3659	0.1512
COR				0.004567	4.875e⁻⁰⁶	0.9407
BAL					2.537e ⁻¹¹	0.0004333
NAV						0.0003647
ROC						

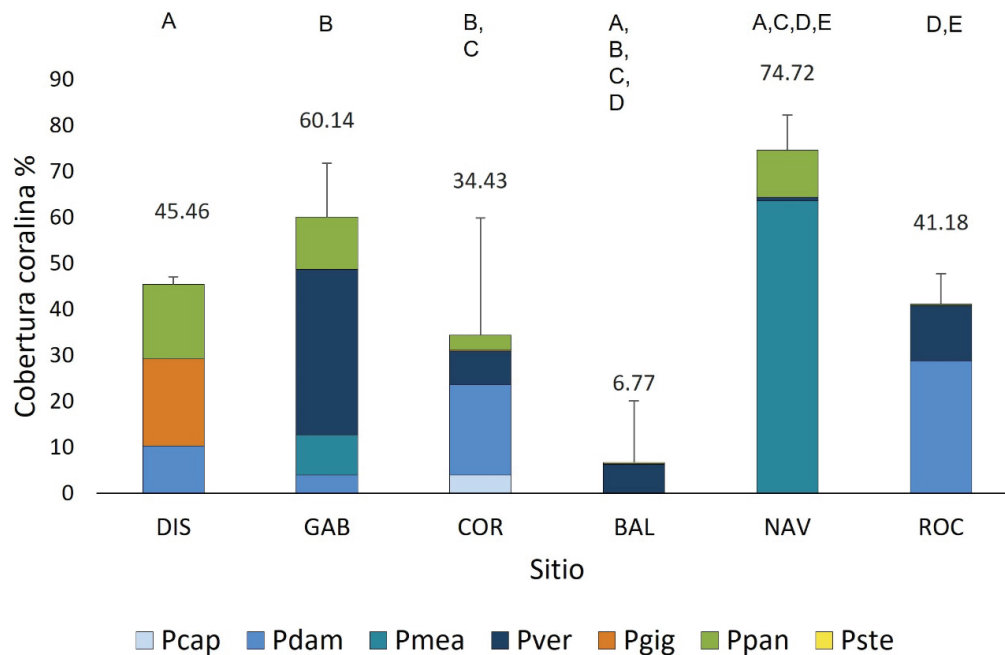


Figura 2. Cobertura coralina promedio de los sitios muestreados (número sobre la barra). La Dispensa (DIS), San Gabriel (GAB), El Corralito (COR), La Ballena (BAL), Las Navajas (NAV) y Roca Swann (ROC). Las especies de coral son: *Pocillopora capitata* (Pcap), *Pocillopora damicornis* (Pdam), *Pocillopora meandrina* (Pmea), *Pocillopora verrucosa* (Pver), *Pavona gigantea* (Pgig), *Porites panamensis* (Ppan) y *Psammocora stellata* (Pste). Barras de error con desviación estándar y las letras agrupan a los sitios estadísticamente diferentes. Los valores por encima de las barras son la sumatoria total de las especies por sitio.

Pocillopora verrucosa fue la especie que estuvo presente en la mayoría de los sitios, a excepción de La Dispensa (Fig. 2), en el cuál resalta la contribución de la cobertura coralina de *P. gigantea* y *P. panamensis*. Por otro lado, *P. damicornis* también estuvo presente en todos los sitios, a excepción de Las Navajas y La Ballena, que fueron sitios en donde predominó el género *Pocillopora*. Los corales del género *Pocillopora* tienen una ventaja frente a otras especies en el Pacífico mexicano, debido a que presentan una estructura ramificada y una alta tasa de calcificación (Manzello, 2010; Norzagaray-López *et al.*, 2019). Sin embargo, los cambios en las condiciones ambientales podrían verse reflejadas en los parámetros de crecimiento (e.g. extensión y densidad) de los corales *Pocillopora* en cada sitio (Medellín-Maldonado *et al.*, 2016).

En cuanto a la cobertura coralina total del PNZMAES, los sitios que presentaron la mayor cobertura además de Las Navajas y San Gabriel, fueron La Dispensa y Roca Swann (Fig. 2), lo que coincide con los resultados reportados por Reyes-Bonilla & López-Pérez (2009). En el caso de San Gabriel y La Dispensa, una característica a resaltar es la presencia de una matriz arrecifal bien consolidada, que debido al proceso biomineralización proporciona el hábitat y el sustrato para que los corales se asienten y crezcan (Reyes-Bonilla *et al.*, 2014b). Estas barras de coral se han mantenido presentes en San Gabriel y en La Dispensa, debido a que su profundidad es somera, oscila de dos a 11 metros (Tizol-Rosado, 2019), y a que son pequeñas bahías semiprotectidas lo que provee una barrera de protección ante corrientes, oleaje y viento

(Arreola-Robles, 1998; Reyes-Bonilla *et al.*, 2014b) (Fig. 1). Asimismo, Guzmán-Méndez (2009) establece que la mayor proporción de cobertura de coral se encuentra al suroeste del Archipiélago Espíritu Santo y que, por la cercanía de San Gabriel y los sitios aledaños al Canal de San Lorenzo, se ven beneficiados por el intercambio de aguas del Golfo de California, lo que proporciona oxigenación y nutrientes, necesarios para el asentamiento y desarrollo de los organismos sésiles en áreas cercanas (Tizol-Rosado, 2019).

Las Navajas y Roca Swann, que se encuentran al sur de la isla (Fig. 1), presentaron los mayores porcentajes de cobertura de coral a pesar de que son sitios expuestos a frecuentes cambios de intensidad de la corriente, cantidad de luz y nutrientes (Martínez-Sarabia, 2022). Estas condiciones favorecen la presencia de los corales en los sitios, ya que las corrientes y el sustrato ayudan a aumentar la entrada de larvas y a

su asentamiento en sustratos rocosos (Arreola-Robles, 1998), así como la luz que contribuye en los diversos procesos fisiológicos de los corales (Rodríguez-Troncoso & Tortolero-Langarica, 2014). Estos sitios presentan una profundidad de tres a nueve metros (Guzmán-Méndez, 2009; CONANP, 2014), lo que propicia la ocurrencia de aguas claras (mayor irradiancia) y favorece el desarrollo coralino (Martínez-Sarabia, 2022).

La Isla Espíritu Santo, al encontrarse en la zona baja del Golfo de California, se considera como una zona con alta riqueza de especies por situarse en una zona de transición entre la provincia zoogeográfica marina del Indo-Pacífico y la Panámica (Arreola-Robles, 1998; González-Medina *et al.*, 2006). Asimismo, la dinámica de las condiciones ambientales locales son un factor importante que resalta las diferencias de la riqueza de especies de coral que se presentan en cada uno de los sitios (Arreola-Robles, 1998).

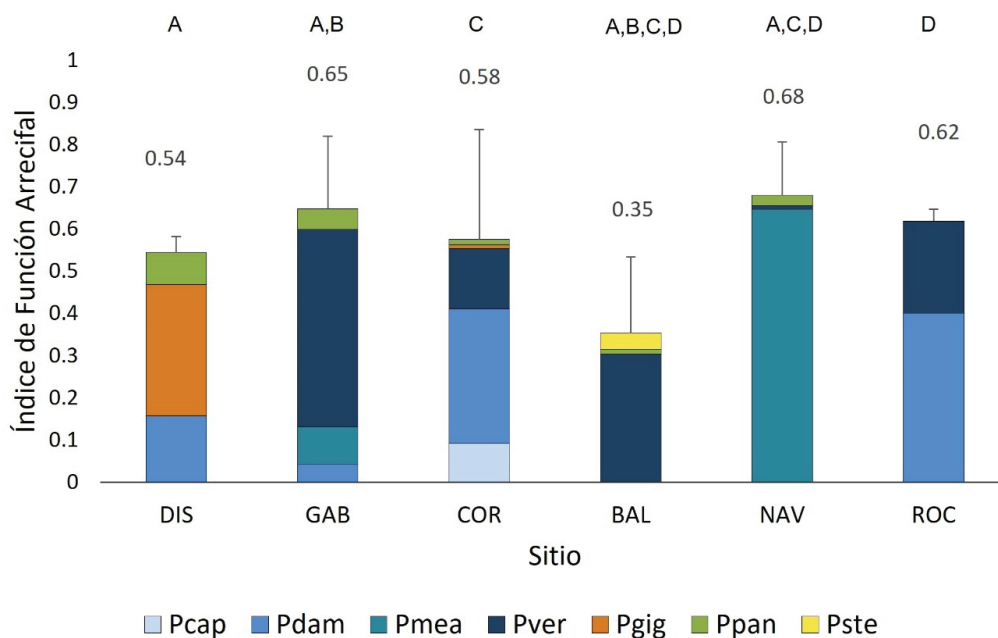


Figura 3. Valores del Índice de Función Arrecifal de cada sitio muestreado (número sobre la barra). La Dispensa (DIS), San Gabriel (GAB), El Corralito (COR), La Ballena (BAL), Las Navajas (NAV) y Roca Swann (ROC). Las especies de coral son: *Pocillopora capitata* (Pcap), *P. damicornis* (Pdam), *P. meandrina* (Pmea), *P. verrucosa* (Pver), *Pavona gigantea* (Pgig), *Porites panamensis* (Ppan) y *Psammocora stellata* (Pste). Barras de error con desviación estándar y las letras agrupan a los sitios estadísticamente diferentes. Los valores por encima de las barras son la sumatoria total de las especies por sitio.

Tabla S2, Prueba Tukey para diferencias del Índice de Función Arrecifal entre los sitios. Los números en negritas tienen una $p < 0.05$.

	IFADIS	IFAGAB	IFACOR	IFABAL	IFANAV	IFAROC
IFADIS		0.02954	0.8476	0.0055574	0.001576	0.2103
IFAGAB			0.3398	1.939e⁻⁰⁷	0.9693	0.9646
IFACOR				0.0001325	0.04957	0.8442
IFABAL					2.88e ⁻⁰⁹	4.374e ⁻⁰⁶
IFANAV						0.5829

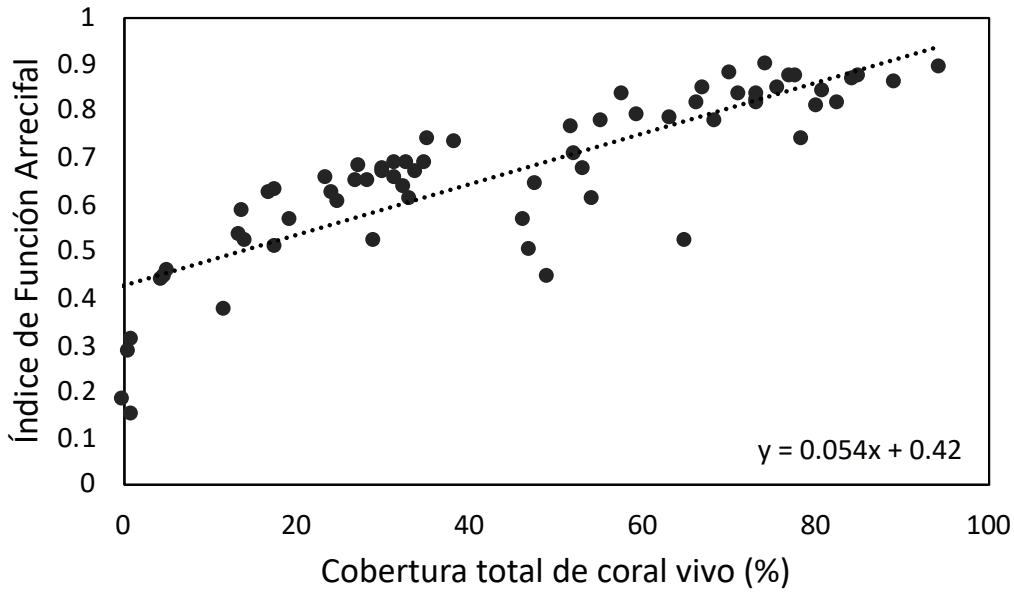


Figura 4. Modelo de regresión lineal simple del porcentaje de la cobertura total de coral vivo y el Índice de Función Arrecifal ($r^2= 0.70$, $N= 66$, $p < 0.05$).

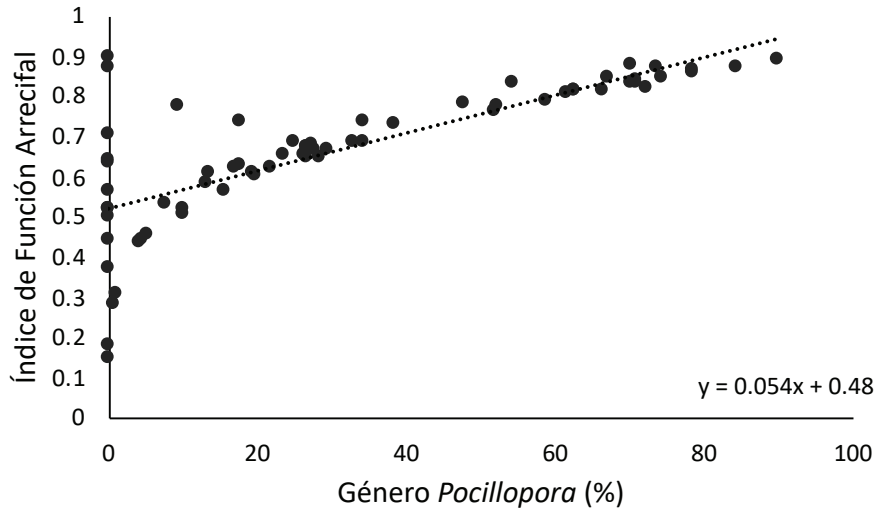


Figura 5. Modelo de regresión lineal simple del porcentaje de la cobertura de coral del género *Pocillopora* y el Índice de Función Arrecifal ($r^2= 0.74$, $N= 66$, $p < 0.05$).

La Ballena es el sitio más norteño de la isla y presentó diferencias significativas con el resto de los sitios (cobertura e IFA más bajos) debido a sus condiciones únicas. Es un sitio considerado como un ambiente expuesto, con un arrecife rocoso y somero en el que dominó el coral *P. verrucosa*, pero que fue el único sitio que tiene la presencia de *P. stellata*, la cual está asociada a dichas características ambientales. Además, la naturaleza del sitio tiene la presión de ser una de las zonas donde se tiene permitida la pesca deportiva (CONANP, 2014).

El IFA está determinado por la cobertura coralina y los atributos morfofuncionales de los corales que permiten estimar la funcionalidad del sitio. En el caso de Las Navajas y San Gabriel, las especies que contribuyeron en mayor medida a la funcionalidad física fueron *P. meandrina* y *P. verrucosa* (Fig. 3) que, a su vez, contribuyen en mayor medida a la cobertura. Por otro lado, es importante resaltar que en los sitios con un IFA bajo, como La Ballena (0.35), la funcionalidad física del sitio está soportada principalmente por *P. verrucosa*, a pesar de tener una cobertura baja (6.28 %).

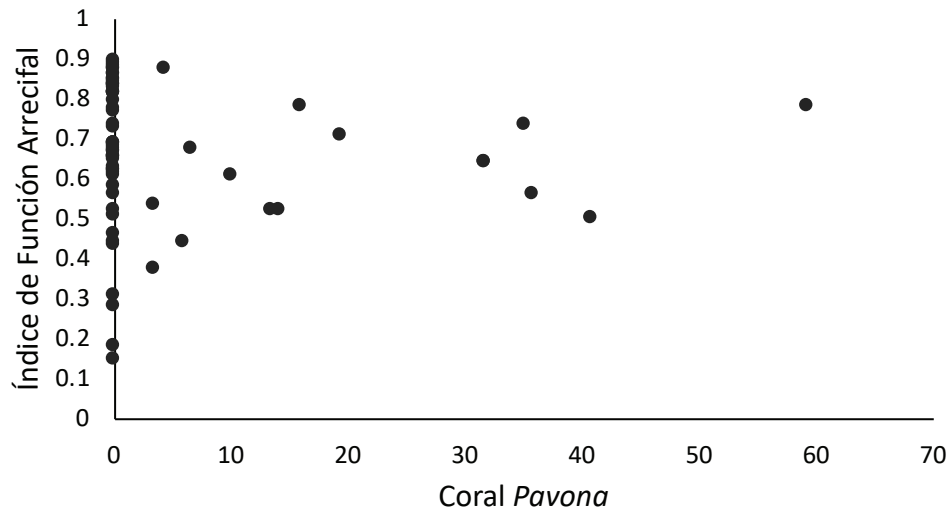


Figura 6. Modelo de regresión lineal simple del porcentaje de la cobertura de coral *Pavona gigantea* y el Índice de Función Arrecifal ($r^2= 0.0004$, $N= 66$, $p > 0.05$).

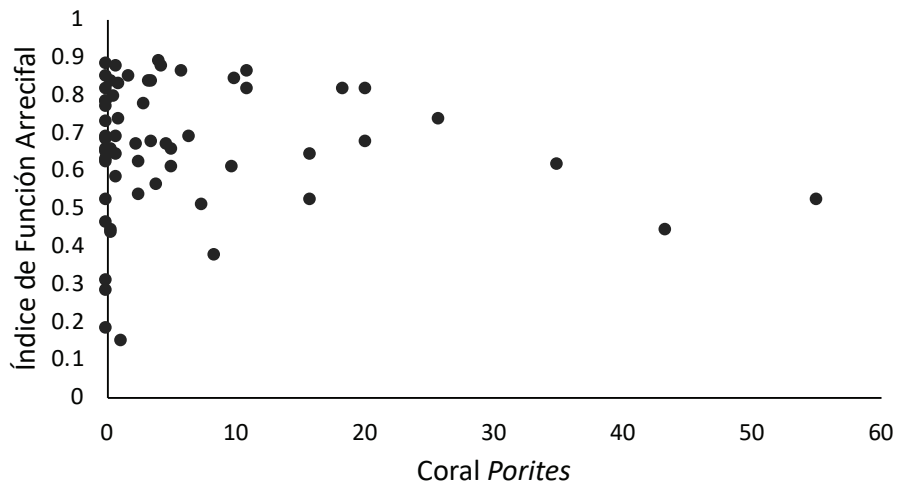


Figura 7. Modelo de regresión lineal simple del porcentaje de la cobertura de coral *Porites panamensis* y el Índice de Función Arrecifal ($r^2= 0.01$, $N= 66$, $p > 0.05$).

Es importante señalar que en La Dispensa, San Gabriel y Las Nava-jas, la cobertura de *P. panamensis* es alta (16.22 %, 11.42 % y 10.27 %, respectivamente), respecto al resto de los sitios en donde se tuvieron valores menores de 3 %, aún así su contribución al IFA es muy pequeña (0.07, 0.04 y 0.02, respectivamente).

De acuerdo con los modelos de regresión lineal en donde se buscó explorar la relación de la cobertura por género con el IFA, únicamente el incremento de la cobertura de las especies del género *Pocillopora* mostraron una relación lineal positiva y significativa en el incremento del IFA. Mientras que en el caso de los géneros *Pavona* y *Porites*, no muestran una tendencia significativa. Lo anterior quiere decir que el IFA aumenta conforme la cobertura de *Pocillopora* incrementa; esta dependencia entre el IFA y la cobertura de *Pocillopora* es debido a las características morfológicas de los corales ramificados que presentan una mayor complejidad estructural (Graham & Nash, 2013), así como

un rápido desarrollo y crecimiento y tasa de calificación que les permite tener una amplia distribución y dominancia (Rodríguez-Troncoso & Tortolero-Langarica, 2014) (Fig. 5).

El éxito de los corales del género *Pocillopora* también puede atribuirse a su habilidad de recuperación ante el estrés térmico, así como a su capacidad de reproducirse por fragmentación, lo cual les permite dispersar sus ramas e incrementar su éxito competitivo al colonizar otros sitios (López-Pérez *et al.*, 2007; LaJeunesse *et al.*, 2010; Romero-Torres *et al.*, 2020). Sin embargo, bajo un escenario de calentamiento global y acidificación en el océano, los corales constructores de arrecifes del POT y el Pacífico mexicano podrían colapsar debido a los cambios constantes de las condiciones ambientales (Cabral-Tena *et al.*, 2020). Lo anterior, además de comprometer la complejidad estructural del ecosistema, afectaría a largo plazo la composición de la comunidad de los arrecifes de coral (Álvarez-Filip *et al.*, 2013).

Es por ello que, identificar las especies que dominan las comunidades coralinas es imprescindible para conocer el ensamblaje de corales que soportan el funcionamiento del arrecife y explorar las herramientas que permiten entender el desempeño de las especies de coral, así como las posibles respuestas ante los impactos naturales o antropogénicos (Álvarez-Filip *et al.*, 2013; Cabral-Tena *et al.*, 2020).

AGRADECIMIENTOS

La financiación para realizar el trabajo de campo fue proporcionada por el proyecto "Evaluación de la función geo-ecológica de los arrecifes coralinos del Pacífico mexicano" con número de convenio I1200/189/2020, MOD.ORD.26/2020, FORDECYT-PRONACES/86397/2020 y a la beca de maestría CONACyT No. CVU 794431 otorgada a CRNT. Al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California (CICESE) y a la Universidad Autónoma de Baja California Sur por las instalaciones y el material de apoyo. Se agradece a todos los buzos y prestadores de servicio la toma de datos en campo. A los revisores anónimos por sus aportaciones al trabajo.

REFERENCIAS

- ÁLVAREZ-FILIP, L., N. K. DULVY, I. M. CÔTEÉ, A. R. WATKINSON & J. A. GILL. 2011. Coral identity underpins architectural complexity on Caribbean reefs. *Ecological Applications* 21 (6): 2223-2231. DOI: 10.1890/10-1563.1
- ÁLVAREZ-FILIP, L., J. P. CARRICART-GANIVET, G. HORTA-PUGA & R. IGLESIAS-PRITO. 2013. Shifts in coral-assembly composition do not ensure persistence of reef functionality. *Scientific Reports* 3: 1-5. DOI: 10.1038/srep03486
- ARREOLA-ROBLES, J. L. 1998. Diversidad de peces de arrecife en la región de La Paz, B.C.S., México. Tesis de maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, México. 82 p.
- BEZY, M. B., C. JIMÉNEZ, J. CORTÉS, A. SEGURA, A. LEÓN, J. J. ALVARADO, C. GILLÉN & E. MEJÍA. 2006. Contrasting *Psammocora*-dominated coral communities in Costa Rica, tropical eastern Pacific. *Proceedings of 10th International Coral Reef Symposium, Okinawa* 376-381.
- CABRAL-TENA, R. A., H. REYES-BONILLA, S. LLUCH-COTA, D. A. PAZ-GARCÍA, L. E. CALDERÓN-AGUILERA, O. NORZAGARAY-LÓPEZ & E. F. BALART. 2013. Different calcification rates in males and females of the coral *Porites panamensis* in the Gulf of California. *Marine Ecology Progress Series* 476: 1-8. DOI: 10.3354/meps10269
- CABRAL-TENA, R. A., A. LÓPEZ-PÉREZ, H. REYES-BONILLA, L. E. CALDERÓN-AGUILERA, C. O. NORZAGARAY-LÓPEZ, F. A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA, A. CUPUL-MAGAÑA, A. P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO & A. AYALA-BOCOS. 2018. Calcification of coral assemblages in the eastern Pacific: Reshuffling calcification scenarios under climate change. *Ecological Indicators* 95: 726-734. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.08.021
- CABRAL-TENA, R. A., A. LÓPEZ-PÉREZ, L. ÁLVAREZ-FILIP, F. J. GONZÁLEZ-BARRIOS, L. E. CALDERÓN-AGUILERA & C. APARICIO-CID. 2020. Functional potential of coral assemblages along a typical Eastern Tropical Pacific reef tract. *Ecological Indicators* 119: 106795. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106795
- CALDERÓN-AGUILERA, L. E., H. REYES-BONILLA, M. A. OLÁN-GONZÁLEZ, F. R. CASTAÑEDA-RIVERO & J. C. PERUSQUÍA-ARDÓN. 2021. Estimated flows and biomass in a no-take coral reef from the eastern tropical Pacific through network analysis. *Ecological Indicators* 123: 107359. DOI: 10.1016/j.ecolind.2021.107359
- COATES, A. G. & J. B. C. JACKSON. 1987. Coral growth, algal symbiosis, and reef formation by corals. *Paleobiology* 13 (4): 363-378. DOI: 10.1017/S0094837300008988
- CONANP (COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS). 2001. *Programa de Manejo del Complejo Insular del Espíritu Santo*. SEMARNAT, México, 164 p.
- CONANP (COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS). 2014. *Programa de Manejo del Parque Nacional Exclusivamente la Zona Marina del Archipiélago de Espíritu Santo*. SEMARNAT-CONANP, México, 226 p.
- CORTÉS, J., I. ENOCHS, J. SIBAJA-CORDERO, L. HERNÁNDEZ, J. ALVARADO, O. BREEDY, J. CRUZ-BARRAZA, O. ESQUIVEL, C. FERNÁNDEZ-GARCÍA, A. HERMOSILLO, K. KAISER, P. MEDINA-ROSAS, Á. MORALES-RAMÍREZ, C. PACHECO, A. PÉREZ-MATUS, H. REYES-BONILLA, R. RIOSMENA-RODRÍGUEZ, C. SÁNCHEZ NOGUERA, E. WIETERS & F. ZAPATA. 2017. Marine Biodiversity of Eastern Tropical Pacific Coral Reefs. In: Glynn, P., Manzello, D. & I. Enochs (Eds.). *Coral Reefs of the World*. Vol. 8. Springer, pp. 203-250. DOI: 10.1007/978-94-017-7499-4_7
- DARLING, E. S., T. R. McCLANAHAN, J. MAINA, G. G. GURNEY, N. A. J. GRAHAM, F. JANUCHOWSKI-HARTLEY, J. E. CINNER, C. MORA, C. C. HICKS, E. MAIRE, M. PUOTINEN, W. J. SKIRVING, M. ADJEROUD, G. AHMADIA, R. ARTHUR, A. G. BAUMAN, M. BEGER, M. L. BERUMEN, L. BIGOT, L., ... D. MOUILLOT. 2019. Social-environmental drivers inform strategic management of coral reefs in the Anthropocene. *Nature Ecology and Evolution* 3 (9): 1341-1350. DOI: 10.1038/s41559-019-0953-8
- 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. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.08.038
- GONZÁLEZ-BARRIOS, F. J., R. A. CABRAL-TENA & L. ÁLVAREZ-FILIP. 2021. Recovery disparity between coral cover and the physical functionality of reefs with impaired coral assemblages. *Global Change Biology* 27: 640-65.
- GONZÁLEZ-MEDINA, F. J. 2004. Variación espacio temporal de algunos macroinvertebrados bentónicos del Archipiélago Espíritu Santo, B. C. S. México. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, México. 82 p.
- GONZÁLEZ-MEDINA, F., O. HOLGUÍN-QUINONES & G. DE LA CRUZ-AGÜERO. 2006. Variación espaciotemporal de algunos macroinvertebrados (Gastropoda, Bivalvia y Echinodermata) de fondos someros del Archipiélago Espíritu Santo, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas* 32 (1A): 33-44.
- GRAHAM, N. A. J. & K. L. NASH. 2013. The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. *Coral Reefs* 32: 315-326. DOI: 10.1007/s00338-012-0984-y
- GUZMÁN-MÉNDEZ, I. A. 2009. Estructura de las asociaciones de algunos invertebrados del archipiélago Espíritu Santo, Baja California Sur, México. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de ciencias Marinas, México. 100 p.
- LAJEUNESSE, T., R. T. SMITH, M. WALTHER, J. C. PINZÓN, D. PETTAY, M. MCGINLEY, M. ASCHAFFENBURG, P. MEDINA-ROSAS, A. CUPUL-MAGAÑA, A. LÓPEZ-PÉREZ, H. RE-

- YES-BONILLA & M. WARNER. 2010. Host-symbiont recombination versus natural selection in the response of coral-dinoflagellate symbioses to environmental disturbance. *Proceedings of The Royal Society* 277: 2925-2934. DOI: 10.1098/rspb.2010.0385
- LÓPEZ-PÉREZ, A., M. G. MORA-PÉREZ & G. E. LEYTE-MORALES. 2007. Coral (Anthozoa: Scleractinia) recruitment at Bahías de Huatulco, western México: Implications for coral community structure and dynamics. *Pacific Science* 61 (3): 355-369.
- LÓPEZ-PÉREZ, A., R. GRANJA-FERNÁNDEZ, O. VALENCIA-MÉNDEZ, C. APARICIO-GID, A. TORRES, N. A. BARRIENTOS-LUJÁN, F. BENÍTEZ-VILLALOBOS & L. HERNÁNDEZ. 2019. Biodiversity associated with Southern Mexican Pacific coral systems. *In: Ibáñez, A. (Ed.) Mexican Aquatic Environments*. Springer, pp. 119-144. DOI: 10.1007/978-3-030-11126-7_5
- MANZELLO, D. 2010. Coral growth with thermal stress and ocean acidification: Lessons from the eastern tropical Pacific. *Coral Reefs* 29: 749-758. DOI: 10.1007/s00338-010-0623-4
- MARTÍNEZ, M. L., A. INTRALAWAN, G. VÁZQUEZ, O. PÉREZ-MAQUEO, P. SUTTON & R. LANDGRAVE. 2007. The coasts of our world: Ecological, economic, and social importance. *Ecological Economics* 63: 254-272.
- MARTÍNEZ-ÁVILA, C. A. 2022. Cambios en la funcionalidad física del arrecife de Cabo Pulmo entre 1992-2020. Tesis de maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, México. 56 p.
- MARTÍNEZ-SARABIA, P. 2022. Evaluación de técnicas de restauración coralina y su influencia en la estructura y función de la ictiofauna asociada. Tesis de Doctorado. Universidad Autónoma de Baja California Sur, México. 147 p.
- MEDELLÍN-MALDONADO, F., R. A. CABRAL-TENA, A. LÓPEZ-PÉREZ, L. E. CALDERÓN-AGUILERA, O. NORZAGARAY-LÓPEZ, C. CHAPA-BALCORTA & R. ZEPETA-VILCHIS. 2016. Calcification of the main reef-building coral species on the Pacific coast of southern México. *Ciencias Marinas* 42: 209-225. DOI: 10.7773/cm.v42i3.2650
- NORZAGARAY-LÓPEZ, C. O., J. M. HERNÁNDEZ-AYÓN, L. E. CALDERÓN AGUILERA, H. REYES-BONILLA, C. CHAPA-BALCORTA & A. AYALA-BOCOS. 2017. Aragonite saturation and pH variation in a fringing reef are strongly influenced by oceanic conditions. *Limnology and Oceanography* 62 (6): 2375-2388. DOI: 10.1002/lno.10571
- NORZAGARAY-LÓPEZ, O., L. CALDERÓN-AGUILERA, L. BARRANCO, R. A. CABRAL-TENA, J. P. CARRICART-GANIVET, A. CUPUL-MAGAÑA, G. HORTA-PUGA, A. LÓPEZ-PÉREZ, H. PÉREZ-ESPAÑA, H. REYES-BONILLA, A. RODRÍGUEZ-TRONCOSO & A. TORTOLERO-LANGARICA. 2019. Arrecifes y comunidades coralinas. *In: Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos & A. S. Velázquez-Rodríguez (Eds.). Estado del Ciclo del Carbono: Agenda Azul y Verde*. Programa Mexicano del Carbono, pp. 127-149.
- PAZ-GARCÍA, D., A. ALDANA-MORENO, R. A. CABRAL-TENA, F. GARCÍA DE LEÓN, M. HELLBERG & E. BALART. 2015. Morphological variation and different branch modularity across contrasting flow conditions in dominant *Pocillopora* reef-building corals. *Oecologia* 178: 207-218. DOI: 10.1007/s00442-014-3199-9
- PERERA-VALDERRAMA, S., H. CABALLERO, E. SANTAMARÍA-DEL ÁNGEL, L. ÁLVAREZ-FILIP, S. CERDEIRA-ESTRADA, R. MARTELL-DUBOIS, L. ROSIQUE-DE LA CRUZ & R. RESSL. 2020. Arrecifes coralinos. *In: Perera-Valderrama, S., Cerdeira-Estrada, S., Martell-Dubois, R., Rosique-de la Cruz, L. O., Caballero-Aragón & T. Ressler (Coords.). Protocolos de monitoreo de la biodiversidad marina en áreas naturales protegidas del Caribe mexicano*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, pp. 31-81. DOI: 10.25607/0BP-915
- PLAISANCE L., M. J. CALEY, R. E. BRAINARD & N. KNOWLTON. 2011. The diversity of coral reefs: What are we missing?. *PLoS ONE* 6 (10): e25026. DOI: 10.1371/journal.pone.0025026
- REYES-BONILLA, H. & R. A. LÓPEZ-PÉREZ. 2009. Corals and coral-reef communities in the Gulf of California. *In: M. E. Johnson & J. Ledesma-Vásquez (Eds.). Atlas of Coastal Ecosystems in the Gulf of California: Past and Present*. University of Arizona Press, pp. 45-57.
- REYES-BONILLA, H., P. CÁRDENAS, L. CALDERÓN-AGUILERA, C. RICARDEZ, F. FERNÁNDEZ-RIVERA MELO, T. FRAUSTO, B. SALGUERO, X. MORENO-SÁNCHEZ, M. TORRES, O. NORZAGARAY-LÓPEZ & D. PETATÁN. 2014a. Servicios ambientales de arrecifes coralinos: el caso del Parque Nacional Cabo Pulmo, B.C.S. *In: Urriaga-García, J. I. (Ed.). Desarrollo Regional en Baja California Sur: Una perspectiva de los servicios ecosistémicos*. UABCS-Ediciones del Norte, pp. 49-77.
- REYES-BONILLA, H., L. CALDERÓN-AGUILERA, C. MOZQUEDA-TORRES & J. D. CARRIQUIRY. 2014b. Presupuesto de carbono en arrecifes coralinos de México. *Interciencia* 39 (9): 645-650.
- RODRÍGUEZ-TRONCOSO, A. P. & J. J. A. TORTOLERO-LANGARICA. 2014. Corales: Organismos base constructores de los ecosistemas arrecifales. *In: Cifuentes-Lemus, J. L. & F. G. Cupul-Magaña (Eds.). Temas de investigación costera*. Universidad de Guadalajara, pp. 33-55.
- ROMERO-TORRES, M., A. ACOSTA, A. M. PALACIO-CASTRO, E. A. TREML, F. A. ZAPATA, D. A. PAZ-GARCÍA & J. W. PORTER. 2020. Coral reef resilience to thermal stress in the eastern tropical Pacific. *Global Change Biology* 26: 3880-3890. DOI: 10.1111/gcb.15126
- SELIG, E. R. & J. F. BRUNO. 2010. A global analysis of the effectiveness of marine protected areas in preventing coral loss. *PLoS ONE* 5 (2): e9278. DOI: 10.1371/journal.pone.0009278
- SPALDING, M., L. BURKE, S. WOOD, J. ASHPOLE, J. HUTCHINSON & P. ERMGASSEN. 2017. Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. *Marine Policy* 82: 104-113. DOI: 10.1016/j.marpol.2017.05.014
- TIZOL-ROSADO, D. F. 2019. Influencia de la complejidad del hábitat sobre la variación espacio-temporal de la macrofauna en arrecifes rocosos de la bahía de la Paz. Tesis de maestría. Centro Interdisciplinario de ciencias Marinas, México. 113 p.
- TORTOLERO-LANGARICA, A., A. RODRÍGUEZ-TRONCOSO, A. CUPUL-MAGAÑA & J. P. CARRICART-GANIVET. 2017a. Calcification and growth rate recovery of the reef-building *Pocillopora* species in the northeast tropical Pacific following an ENSO disturbance. *PeerJ* 5: e3191. DOI: 10.7717/peerj.3191
- TORTOLERO-LANGARICA, A., J. P. CARRICART-GANIVET, A. CUPUL-MAGAÑA & A. RODRÍGUEZ-TRONCOSO. 2017b. Historical insights on growth rates of the reef-building corals *Pavona gigantea* and *Porites panamensis* from the Northeastern tropical Pacific. *Marine Environmental Research* 132: 23-32. DOI: 10.1016/j.marenvres.2017.10.004

Presupuesto de carbonato en el parche de arrecife de La Entrega, Oaxaca, Sur del Pacífico Mexicano

Carbonate budget in the reef-patch of La Entrega, Oaxaca, Southern Mexican Pacific

Rafael A. Cabral-Tena^{1*}, Francisco Medellín-Maldonado², Rebeca Granja-Fernández³, Tania M. González-Mendoza¹, Andrés López-Pérez⁴

Recibido: 31 de octubre de 2022.

Aceptado: 28 de abril de 2023.

Publicado: agosto de 2023.

RESUMEN

¹ Laboratorio de Arrecifes y Biodiversidad/ Departamento de Ecología Marina, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. Carretera Ensenada - Tijuana No. 3918, Zona Playitas, 22860, Ensenada, B.C. México.

² Laboratorio de Biodiversidad Arrecifal y Conservación, Unidad Académica de Sistemas Arrecifales, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Prol. Av. Niños Héroes S/N, 77580, Puerto Morelos, Quintana Roo, México

³ Departamento de Ecología, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Ramón Padilla Sánchez 2100, Las Agujas, 44600 Zapopan, Jalisco, México

⁴ Laboratorio de Arrecifes y Biodiversidad/ Laboratorio de Ecosistemas Costeros, Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana – Iztapalapa. San Rafael Atlitxco 186, Leyes de Reforma 1ra Secc, Iztapalapa, 09340 Ciudad de México, México

*Corresponding author:

Rafael A. Cabral-Tena: e-mail: rcabral@cicese.mx

To quote as:

Cabral-Tena, R. A., F. Medellín-Maldonado, R. Granja-Fernández, T. M. González-Mendoza & A. López-Pérez. 2023. Presupuesto de carbonato en el parche de arrecife de La Entrega, Oaxaca. Sur del Pacífico Mexicano. *Hidrobiológica* 33 (2): 201-210.

DOI:10.24275/HTHL7067

Antecedentes. Los arrecifes de coral proporcionan diversas funciones geo-ecológicas importantes esenciales para la sostenibilidad de las comunidades humanas costeras. Sin embargo, durante los últimos 50 años, los ecosistemas arrecifales están experimentando una rápida degradación ocasionada por perturbaciones naturales y antropogénicas. Una consecuencia de lo anterior ha sido la reducción de la tasa de producción de carbonatos y la complejidad estructural de estos sistemas. Particularmente, la pérdida de especies coralinas clave en la construcción de arrecifes ha comprometido la funcionalidad del ecosistema. **Objetivo.** En este estudio utilizamos una adaptación de la metodología ReefBudget para medir el balance de carbonato de calcio en el arrecife de La Entrega, Oaxaca, México. **Métodos.** Se realizaron seis transectos para estimar la de abundancia de peces erosionadores (25 x 4 m), erizos (25 x 2 m) y la composición del bentos. **Resultados.** Al realizar los cálculos correspondientes, se encontró que en La Entrega se producen 13.72 kg m⁻² año⁻¹ (unidades comúnmente referidas con “G”), la endobioerosión (incluida la erosión por esponjas) calculada fue de 5.65 G. La erosión por erizos es de 0.12 G y la de peces es de 0.73 G; el balance neto de carbonatos resultantes fue de 7.21 G. La tasa de acreción (crecimiento vertical del arrecife) en el arrecife de La Entrega fue de 7.07 mm año⁻¹. Consideramos importante mencionar que el parche arrecifal en La Entrega es relativamente pequeño (aproximadamente 324 x 233 m) en comparación con las formaciones de regiones del Caribe o el Indo-Pacífico. **Conclusiones.** La producción neta en La Entrega es superior a la estimada en la mayoría de los arrecifes del Caribe (2-4 G) pero más baja que la del Indo-Pacífico (5-14 G). Las diferencias en el balance entre regiones están, principalmente, asociadas a las diferencias en las abundancias de especies constructoras en cada región. De acuerdo con lo modelado en este trabajo, el parche arrecifal de La Entrega presenta una tasa de acreción suficiente para lidiar con una posible elevación en el nivel del mar bajo los escenarios RCP 4.5 y 2.6 (4 y 7 mm, respectivamente).

Palabras clave: bioerosión, calcificación, carbonatos, funciones geo-ecológicas, Pacífico mexicano.

ABSTRACT

Background. Coral reefs provide several important geo-ecological functions essential for the sustainability of coastal human communities. However, during the last 50 years, reef ecosystems are experiencing rapid degradation caused by natural and anthropogenic disturbances. One consequence of the above has been the reduction in the carbonate production rate and the structural complexity of these systems. Particularly, the loss of key coral species in the construction of reefs has compromised the functionality of the ecosystem. **Objective.** In this study we used an adaptation of the ReefBudget methodology to measure the calcium carbonate budget in the reef of La Entrega, Oaxaca, Mexico. **Methods.** Six transects were carried out to estimate the abundance of eroding fish (25 x 4 m), sea urchins (25 x 2 m) and the composition of the benthos. **Results.** When carrying out the corresponding calculations, it was found that in La Entrega 13.72 kg m⁻² year⁻¹ (commonly referred as “G”) are produced, the endobioerosion (including erosion by sponges) calculated was 5.65 G. The sea urchin erosion is 0.12 G and that of fish is 0.73 G; the resulting net carbonate budget was 7.21 G. The accretion rate (vertical reef growth) at La Entrega reef was 7.07 mm yr⁻¹. We consider it important to mention that the reef patch at La Entrega is relatively small (approximately 324 x 233 m) compared to

formations in the Caribbean or Indo-Pacific regions. **Conclusions.** Net production at La Entrega is higher than estimated for most Caribbean reefs (2-4 G) but lower than that of the Indo-Pacific (5-14 G). Differences in the balance between regions are mainly associated with differences in the abundances of builder species in each region. According to what was modeled in this work, the La Entrega reef patch presents a sufficient accretion rate to deal with a possible rise in sea level under the RCP 4.5 and 2.6 scenarios (4 and 7 mm, respectively).

Key words: bioerosion, calcification, carbonates, geo-ecological functions, Mexican Pacific.

INTRODUCCIÓN

Además del valor ecológico intrínseco por la alta biodiversidad que albergan, los arrecifes de coral han sido valuados en más de US \$352,000 ha⁻¹ año⁻¹ (Costanza *et al.*, 1998; de Groot *et al.*, 2012). Este alto valor ecológico y económico de los arrecifes de coral es resultado de la gran variedad de funciones geo-ecológicas que desempeñan, de entre las que destacan la formación de arena para las playas, la protección a la línea de costa, así como el aprovisionamiento de refugio y zonas de crianza para distintos organismos asociados al arrecife. Adicionalmente, los arrecifes de coral son base fundamental de las redes tróficas, ya que favorecen el flujo de materia y energía entre ecosistemas marinos, y aspectos importantes como el sostenimiento del turismo del cual dependen millones de habitantes de las costas tropicales (Moberg & Folke, 1999; Darling *et al.*, 2019; Enochs & Glynn, 2017; Perry & Alvarez-Filip, 2019). A pesar de la gran importancia que tienen los arrecifes de coral, actualmente están experimentando una rápida degradación impulsada tanto por las perturbaciones antropogénicas directas, así como por el cambio climático (Hughes *et al.*, 2017), lo que ha resultado en la disminución de la abundancia de corales y cambios en el ensamblaje de especies constructoras de arrecife (Alvarez-Filip *et al.*, 2013; Hughes *et al.*, 2017).

El mantenimiento de los arrecifes de coral y su biodiversidad asociada dependen de la acumulación sostenida de carbonato de calcio a través del crecimiento coralino (calcificación), desarrollando sus esqueletos y generando estructuras tridimensionales complejas (Perry *et al.*, 2008; Graham & Nash, 2013). El equilibrio neto entre la producción biológica de carbonato de calcio por parte de las comunidades arrecifales calcificadoras y la bioerosión, sustenta el potencial de acumulación y cimentación de material calcáreo en los ecosistemas arrecifales (Perry *et al.*, 2008). Si bien, una disminución en el porcentaje de cobertura de coral vivo (abundancia) afecta negativamente la cantidad de carbonato de calcio que se acumula en un arrecife (Manzello *et al.*, 2008; Perry & Morgan, 2017), los cambios en la composición del ensamblaje de las especies de coral, así como en las abundancias de los grupos bioerosionadores pueden influir fuertemente en el balance de carbonatos de un arrecife (p. ej. Perry *et al.*, 2014; Januchowski-Hartley *et al.*, 2017) y traer cambios significativos en la funcionalidad de los arrecifes de coral debido a la pérdida de especies clave para la construcción del arrecife (Alvarez-Filip *et al.*, 2013; Perry *et al.*, 2014; Hughes *et al.*, 2017; McWilliam *et al.* 2018).

Muchos arrecifes han experimentado cambios en la abundancia de taxones bioerosionadores (Perry *et al.*, 2014), los cuales, modifican las funciones estructurales que brindan estos sistemas; por ejemplo,

los arrecifes de coral de la región del Caribe han experimentado una disminución rápida de la cobertura de coral de formas complejas (*Acropora palmata*) y un incremento de especies consideradas oportunistas (p. ej., *Agaricia* spp., *Porites astreoides*) con capacidad reducida para producir estructuras de carbonato de calcio, lo que se ha traducido en una reducción de la acreción (tasa de crecimiento vertical) de los arrecifes y su complejidad estructural (Alvarez-Filip *et al.*, 2011; 2013; Perry *et al.*, 2014). Se ha propuesto que los ecosistemas de coral con alta biodiversidad, es decir con alta riqueza y diversidad de especies (p. ej., el Indo-Pacífico) pueden conservar cierto grado de funcionalidad en un entorno cambiante debido a la redundancia funcional inherente de las especies. Por el contrario, en ecosistemas menos diversos, la capacidad para producir estructuras arrecifales es sustentada por pocas especies (Alvarez-Filip *et al.*, 2011; McWilliam *et al.*, 2018; Cabral-Tena *et al.*, 2018; 2020).

Bajo el contexto anterior, el escenario para los arrecifes coralinos del Pacífico Mexicano (PM) no es muy alentador ya que, los arrecifes de esta región tienen una riqueza de especies de coral baja y una tasa de calcificación baja en comparación con los arrecifes del Caribe e Indo-Pacífico (Manzello *et al.*, 2017; McWilliam *et al.*, 2018; Cabral-Tena *et al.*, 2018), debido a la influencia de condiciones ambientales consideradas no óptimas para el desarrollo de arrecifes, como, por ejemplo, fluctuaciones en la temperatura del mar, eventos de surgencia estacionales, eventos del fenómeno El Niño Oscilación del Sur en ambas fases, cálida El Niño y fría La Niña, pH bajo y variable, y pulsos de nutrimentos (Manzello *et al.*, 2008). Sin embargo, los balances de carbonato de los arrecifes de áreas marginales del PM no se han descrito completamente. En el PM, los arrecifes de coral están contruidos por parches arrecifales aislados, en su mayoría son comunidades casi mono-específicas de los géneros *Pocillopora*, *Porites* y *Pavona* con un patrón típico de zonificación: la zona poco profunda (< 7 m) está dominada por *Pocillopora* spp., mientras que en zonas más profundas la dominancia de especies masivas aumenta considerablemente (Glynn *et al.*, 2017). Las formaciones coralinas del Pacífico sur mexicano se consideran entre las formaciones arrecifales mejor desarrolladas del Pacífico Oriental Tropical (Glynn & Leyte-Morales, 1997; López-Pérez *et al.*, 2012) y son biogeográficamente importantes ya que sirven como escalón para el transporte de especies e individuos desde América Central hacia el Pacífico mexicano (Reyes-Bonilla & López-Pérez, 1998).

A pesar de su importancia biogeográfica, aún no se han realizado estudios que describan el balance de carbonato, es decir, cuánto carbonato se está produciendo luego de restar la bioerosión (producción neta), en los arrecifes del Pacífico sur mexicano. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar la tasa de producción bruta (producción antes de restar la erosión) y la bioerosión de un parche arrecifal tipo costero del sur del Pacífico mexicano (La Entrega, Oaxaca, México), utilizando, una adaptación de la metodología ReefBudget (Perry *et al.*, 2018a) con la finalidad de identificar el estado del balance de carbonatos, así como calcular la tasa de acreción arrecifal (crecimiento vertical del arrecife). Tasa de la cual depende no solo la formación de estos arrecifes, sino también su persistencia y funcionamiento. En este sentido, la tasa de acreción nos ayudará a saber de qué manera podrá responder el parche arrecifal de La Entrega ante escenarios de elevación del nivel del mar proyectado por el IPCC para el Pacífico Oriental Tropical.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio. El arrecife La Entrega, en Oaxaca ($15^{\circ}44'34''$ N; $96^{\circ}07'35''$ W, Fig. 1), es un parche arrecifal de tipo costero y tiene un tamaño aproximado de 324 x 233 m (Glynn & Leyte-Morales, 1997). Al igual que el resto de los arrecifes del área de Huatulco, está bajo la influencia de la Piscina Cálida del Pacífico y están ubicados en el margen occidental del Golfo de Tehuantepec (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015). Por lo tanto, estos arrecifes están influenciados por vientos intermitentes del norte que producen cambios significativos en la estructura de la columna de agua, lo que puede provocar descensos de la temperatura de la superficie del mar de hasta 8 °C (promedio anual de 28.71 °C). Además, los afloramientos, que son fuertes en la zona, resultan en valores de pH (~ 7.5) y un estado de saturación de aragonita (~ 1.1) bajos en aguas superficiales (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015). A pesar de las condiciones ambientales presentes, el sur del Pacífico mexicano contiene algunos de los sistemas de arrecifes coralinos mejor desarrollados a lo largo del Pacífico mexicano (Reyes-Bonilla, 2003), y la mayoría de sus arrecifes someros exhiben una alta cobertura de coral vivo (> 50%; López-Pérez & Hernández-Ballesteros, 2004; López-Pérez *et al.*, 2007). Se cuantificó el balance de carbonatos en La Entrega. Para tal fin, se determinó la cobertura de los componentes bentónicos, y las tasas de

bioerosión producidas por peces, erizos y endobioerosionadores (incluidas esponjas perforadoras).

Trabajo de Campo. Para la toma de datos realizamos censos para determinar la abundancia de organismos calcificadores y erosionadores en el área de estudio siguiendo una versión modificada de la metodología Reefbudget en su versión para el Indo-Pacífico (Perry *et al.*, 2018a). Las modificaciones para su uso en el Pacífico Oriental Tropical son el uso de tasas de calcificación y bioerosión reportadas para especies de la región (Eakin 1996; Alvarado *et al.*, 2017; López-Pérez & López-López 2016; Medellín-Maldonado *et al.* 2016).

Los organismos calcificadores (corales y algas calcificadoras) se censaron sobre seis transectos lineales de 25 m de longitud, los cuales se ubicaron al azar y fueron colocados sobre el área arrecifal y paralelos a la línea de costa. Mediante el uso del método de punto intercepto, cada 25 cm se registró el grupo o especie bentónica presente y, con ello, se calculó el porcentaje de cobertura coralina por especie y la cobertura de algas (incluyendo las calcificadoras), así como la cobertura de coral muerto y cualquier escombros por tratarse de sustratos vulnerables a la erosión (Perry *et al.*, 2018a). Adicionalmente, con una cinta métrica y directamente debajo de la línea guía (transecto), se registró la longitud de la superficie (cm) cubierta por cada colonia de coral y la rugosidad de las mismas.

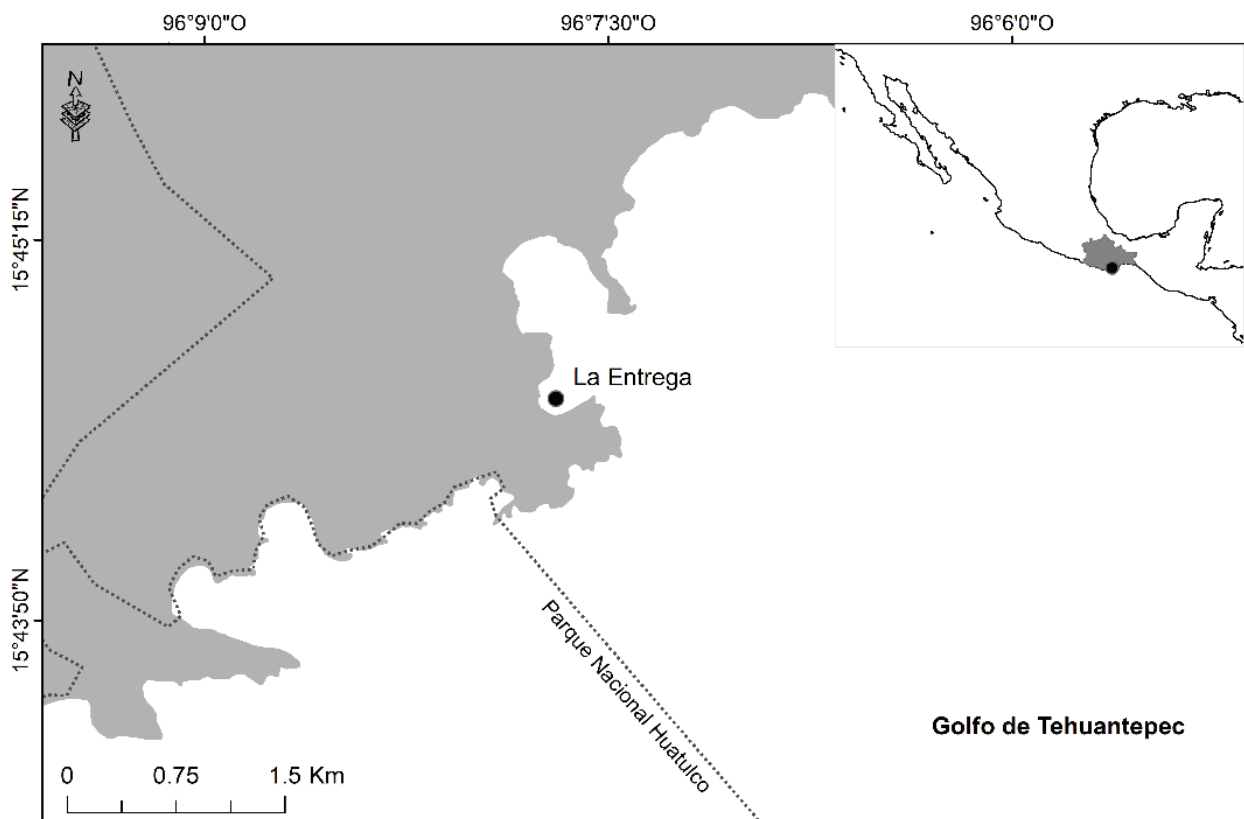


Figura 1. Ubicación del sitio de estudio La Entrega en Oaxaca, Pacífico Sur Mexicano.

La tasa de producción bruta (producción de especies calcificadoras) se estimó utilizando las ecuaciones presentadas en Perry *et al.* (2018a), la tasa de extensión y densidad del esqueleto por especie de coral se obtuvieron de Medellín-Maldonado *et al.* (2016)

Los organismos bioerosionadores se registraron sobre los mismos transectos que los organismos bentónicos sésiles. En el caso de los erizos, se registró el número y tamaño de individuos (ancho de la testa) a lo largo de cada uno de los transectos, examinando 1 m a cada lado (25 x 2 m). Los registros de erizos se realizaron a nivel de especie considerando el siguiente listado: *Diadema mexicanum* (A. Agassiz, 1863), *Eucidaris galapagensis* (Döderlein, 1887), *Eucidaris thouarsii* (L. Agassiz & Desor, 1846), *Toxopneustes roseus* (A. Agassiz, 1863), *Centrostephanus coronatus* (Verrill, 1867).

El cálculo de la bioerosión por erizos se realizó utilizando las ecuaciones presentadas en Perry *et al.* (2018a), las tasas de bioerosión por erizos se obtuvieron de publicaciones previas en el Pacífico Oriental Tropical (Glynn, 1988; Herrera-Escalante *et al.*, 2006; López-Pérez & López-López, 2016; Reyes-Bonilla & Calderon-Aguilera, 1999).

En cuanto a los peces bioerosionadores, se registró la abundancia y la talla de peces (en las siguientes clases de talla: < 5, 6-10, 11-15, 16-20, > 20cm) en los transectos antes señalados, con observaciones a 2 m a cada lado del transecto (25 x 4 m). Los registros de peces se realizaron a nivel de especie considerando el siguiente listado: *Scarus rubroviolaceus* (Bleeker, 1847), *Scarus ghobban* (Forsskål, 1775), *Scarus compressus* (Osburn & Nichols, 1916), *Scarus perrico* (Jordan & Gilbert, 1882), *Arothron meleagris* (Anonymous, 1798), *Arothron hispidus* (Linnaeus, 1758), *Sufflamen verres* (Gilbert & Starks, 1904), *Pseudobalistes naufragium* (Jordan & Starks, 1895), *Balistes polylepis* (Steindachner, 1876), *Melichthys niger* (Bloch, 1786).

El cálculo de la bioerosión por peces se realizó utilizando las ecuaciones presentadas en Perry *et al.* (2018b), las tasas de bioerosión por erizos se obtuvieron de publicaciones previas en el Pacífico Oriental Tropical (Glynn *et al.*, 1972; Reyes-Bonilla & Calderon-Aguilera, 1999; Palacios *et al.*, 2014; Alvarado *et al.*, 2017)

Debido a la dificultad para estimar la abundancia de esponjas erosionadoras en arrecifes del Pacífico mexicano mediante censos visuales, se emplearon datos publicados de la tasa de macrobioerosión total por esponjas calculadas por Nava & Carballo (2008) y Carballo *et al.* (2013), para arrecifes del Pacífico mexicano y se estandarizó con base en la disponibilidad del sustrato o área vulnerable a la bioerosión, es decir, aquel sustrato formado de carbonato de calcio, incluyendo sustrato coralino disponible para los organismos bioerosionadores, incluyendo, lo cubierto por macroalgas o algas filamentosas, coral vivo y coral muerto. Además de las esponjas y, siguiendo la misma lógica descrita anteriormente (estandarización con base en la disponibilidad del sustrato), también se consideraron las tasas de erosión de otros grupos macrobioerosionadores como gusanos poliquetos y bivalvos (Alvarado *et al.*, 2017).

En cuanto a la microbioerosión endolítica, se siguió la misma lógica que para la macrobioerosión. Sin embargo, al no existir datos de microbioerosión en la región, se utilizaron las tasas del Indo-Pacífico (Perry *et al.*, 2018a).

La tasa de producción neta (balance de carbonatos) se obtuvo mediante la diferencia entre la tasa de producción bruta y las tasas de bioerosión por cada grupo.

Para calcular la tasa de acreción, entendida como la tasa de crecimiento vertical del arrecife, se siguió el método propuesto por Perry *et al.* (2015) con base en la conversión de las tasas de producción neta de carbonato (considerando la producción primaria, secundaria y la bioerosión) estimadas en el sitio (Smith & Kinsey, 1976). Además, se consideró la porosidad de la matriz arrecifal en función del tipo de comunidad coralina (dominancia de corales ramificados) y la reincorporación de sedimentos generados (Smith & Kinsey, 1976). El cálculo de la tasa de acreción se realizó utilizando las ecuaciones presentadas en Perry *et al.* (2015).

Se ajustó un modelo lineal entre la cobertura coralina (variable independiente) y la tasa de acreción (variable dependiente) para determinar el porcentaje de cobertura coralina necesaria para mantener una tasa de acreción arrecifal positiva. Además, utilizando la ecuación del modelo lineal descrito anteriormente, se identificó la cobertura coralina necesaria para que la tasa de acreción (crecimiento vertical) del sistema arrecifal sea la suficiente para responder ante escenarios de elevación del nivel del mar proyectado por el IPCC para el Pacífico Oriental Tropical (Oppenheimer *et al.*, 2019) para las Trayectorias de Concentración Representativas (RCP, por sus siglas en inglés) 2.6, 4.5 y 8.5. El RCP 2.6 es un escenario de mitigación alta, que predice que las emisiones de gases de efecto invernadero comenzarán a disminuir en 2020 y llegarán a 0 en 2100, la elevación del nivel del mar promedio predicha, bajo este escenario, es de 4 mm. El RCP 4.5 es un escenario de mitigación moderada, que predice que las emisiones de gases de efecto invernadero alcanzarán su punto máximo en 2040 y disminuirán en ~ 50% para 2080, la elevación del nivel del mar promedio predicha, bajo este escenario, es de 7 mm. El RCP 8.5 es un escenario que asume que no hay reducciones en las emisiones de gases de efecto invernadero y un calentamiento continuo, la elevación del nivel del mar promedio predicha, bajo este escenario, es de 15 mm (IPCC, 2014).

RESULTADOS

La cobertura de coral vivo (CCV) promedio en el parche arrecifal de La Entrega fue de $68.5 \pm 22.42\%$ (promedio \pm DE). Se registró la presencia de dos géneros de corales pétreos en el área de estudio, *Pocillopora* y *Pavona*. *Pocillopora* fue el género dominante (79% de la cobertura relativa) en el área de estudio, es importante mencionar que no se observaron algas coralinas incrustantes en el sitio de estudio. Se observaron dos especies de erizos, *Diadema mexicanum* y *Eucidaris thouarsii*, sus densidades promedio fueron de 0.08 ± 0.07 ind m⁻² y de 0.08 ± 0.06 ind m⁻² respectivamente. En el caso de los peces bioerosionadores, se observaron dos especies *Arothron meleagris* y *Sufflamen verres*, sus densidades promedio fueron de 0.04 ± 0.01 ind m⁻² y de 0.01 ± 0.01 ind m⁻², respectivamente.

La producción bruta de carbonato de calcio promedio en el arrecife La Entrega fue de 13.72 ± 6.42 G. La producción correspondiente a *Pocillopora* fue de 12.38 ± 7.04 G y la de *Pavona* fue de 1.34 ± 1.29 G (Fig. 2). La tasa de erosión promedio en el arrecife La Entrega fue de 6.51 ± 0.49 G. La erosión atribuida a macro-endobioerosionadores fue de 5 G. La erosión por parte de micro-bioerosionadores fue de 0.65 ± 0 G. La erosión correspondiente a erizos fue de 0.12 ± 0.10 G (0.11 ± 0.10 corresponde a *Diadema mexicanum* y 0.01 ± 0.01 a *Eucidaris thouarsii*). La erosión atribuida a peces fue de 0.73 ± 0.45 G (0.52 ± 0.28 corresponde a *Arothron meleagris* y 0.21 ± 0.23 a *Sufflamen*

verres (Fig. 2). La producción neta de carbonato de calcio promedio en el arrecife de La Entrega fue de 7.23 ± 5.71 G (Fig. 2).

Como era esperado, los corales hermatípicos son el grupo que aporta la mayor producción (bruta) de carbonatos en el área de estudio (Tabla 1). Cabe mencionar que las tasas de micro y macro-bioerosión (incluidas las esponjas perforadoras) tuvieron el mismo valor en todos los transectos, esto debido a que todos tienen la misma área disponible para ser bioerosionada (100% de los transectos). Por otro lado, la erosión por peces promedio fue de 0.73 ± 0.45 G y la de erizos fue de 0.12 ± 0.1 G.

La tasa de acreción (crecimiento vertical) promedio en el arrecife La Entrega fue de 7.07 ± 4.08 mm año⁻¹. La tasa de acreción promedio supera el incremento en el nivel del mar predicho en los escenarios RCP 2.6 y RCP 4.5 (4 y 7 mm, respectivamente). Por otro lado, la tasa de acreción promedio es menor que la elevación del nivel del mar sugerida por el escenario RCP 8.5 (15 mm).

De acuerdo con el modelo lineal (Fig. 3), la CCV es un buen predictor de la tasa de acreción arrecifal ($r^2 = 0.90$ $p = 0.03$). Además, con base en el modelo lineal, se identificó el umbral de cobertura coralina para mantener una tasa de acreción positiva es de 30% (0.5 mm año⁻¹). Finalmente, el modelo mostró que para tener una tasa de acreción suficiente para dar seguimiento a la elevación del nivel del mar para los escenarios RCP 2.6, RCP 4.5 y RCP 8.5 es necesario tener una CCV de 50% (RCP 2.6) y 70% (RCP 4.5). Para el escenario RCP 8.5 ni siquiera un 100% de CCV sería suficiente para hacer frente al incremento en el nivel del mar previsto.

DISCUSIÓN

La cobertura de coral promedio en La Entrega fue de 68.5%, valor superior al promedio en el Pacífico Oriental Tropical (POT; 21%) y en diferentes zonas del PM (p. ej. Cabo Pulmo, 22%, Cabral-Tena *et al.*, 2018; Isla Espíritu Santo, 33%, Cabral-Tena *et al.*, 2018; Islas Mariás, 3%, González-Pabón *et al.*, 2021; Islas Marietas, 13%, Cabral-Tena *et al.*, 2018). La CCV de La Entrega estuvo dominada (~80% cobertura relativa) por *Pocillopora* spp. cuya importancia en los arrecifes del Pacífico mexicano (incluyendo el POT) está documentada ampliamente (p. ej., Glynn & Ault, 2000; Reyes-Bonilla, 2003; Cortés *et al.*, 2017; Cabral-Tena *et al.*, 2018; 2020). Se considera que la dominancia de *Pocillopora* spp. se debe a ventajas competitivas de estas especies (densidad esqueletal alta: 1.66 g cm⁻³, crecimiento rápido: 2.83 cm año⁻¹ y tasas elevadas de reproducción asexual: 1.30-13.10 col m⁻²) en comparación con las especies con morfologías masivas o frondosas que también se distribuyen en esta región en escalas de tiempo ecológicas y geológicas (Medellín-Maldonado *et al.*, 2016; Glynn & Ault, 2000; López-Pérez *et al.*, 2007; Reyes-Bonilla & López-Pérez, 2009; Glynn *et al.*, 2017; López-Pérez, 2017).

La producción bruta de carbonato de calcio calculada en La Entrega fue de 13.72 G, la cuál es más alta que la estimada en regiones cercanas para las que hay datos, por ejemplo, Islas Mariás (0.47 G, González-Pabón *et al.*, 2021; 1.78-10.65 G, Tortolero-Langarica *et al.*, 2022; Cabo Pulmo, 6.8 G, Reyes-Bonilla *et al.*, 2014) y el promedio calculado para el POT (8.22 G, Cabral-Tena *et al.*, 2018) y similar a lo reportado anteriormente en La Entrega (6.5-15.05 G, Leyte-Morales, 2001).

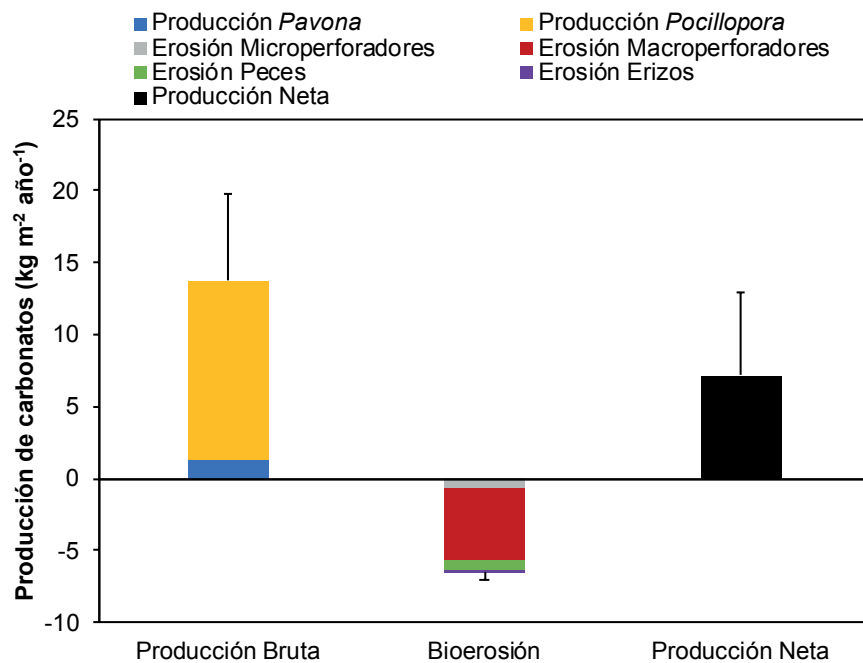


Figura 2. Producción bruta de carbonatos, tasa de bioerosión y producción neta de carbonatos (kg CaCO₃ m⁻² año⁻¹) en La Entrega. Las barras de error representan la desviación estándar.

Por otro lado, la tasa de bioerosión calculada en La Entrega fue de 6.51 G que es mucho más alta que las tasas de bioerosión estimadas en el Caribe (1.9 G, Cornwall *et al.*, 2021; 1.2 G, Molina-Hernández *et al.*, 2020), el Océano Índico (2.9 G; Cornwall *et al.*, 2021) y el Océano Pacífico (1.5 G; Cornwall *et al.*, 2021). Es importante mencionar que los macro-perforadores contribuyeron en mayor medida (77%) a la bioerosión total, seguido de los peces (11%), microperforadores (10%), y erizos (2%). Las tasas altas de bioerosión por macro perforadores (especialmente esponjas) observadas en La Entrega, posiblemente responden a la cantidad alta de nutrientes que hay en el área (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015). Estudios previos en el Pacífico de Panamá y en otras regiones del POT han demostrado que los arrecifes sujetos a niveles altos de nutrientes tienen una mayor abundancia de esponjas perforadoras las cuales se alimentan precisamente de materia y organismos en suspensión en la columna de agua (Enochs *et al.*, 2021; Rose & Risk, 1985; Prouty *et al.*, 2017). Por otro lado, la relativamente baja tasas de erosión por parte de peces y erizos encontrada en este estudio responde a las bajas abundancias de esos grupos en el área de estudio, lo que posiblemente está relacionado con las pesquerías locales y el desarrollo costero en la zona (Juárez-Hernández & Tapia-García, 2018).

La producción neta de carbonato promedio en el arrecife de La Entrega fue de 7.23 G, Si bien, este estudio se trata del balance de carbonatos en un sitio en Huatulco, creemos que esto representa un aproximado en otros parches arrecifales cercanos del sur del Pacífico mexicano en dónde se comparten algunas características como, por ejemplo, arrecifes de tipo costero que tengan una plataforma con una alta cobertura coralina (> 60%) y dominadas por especies del género *Pocillopora*. La estimación del balance de carbonatos en La Entrega es más alta que la realizada previamente en el único trabajo que ha llevado a cabo un balance de carbonatos (producción y erosión) en el POT (Eakin, 1996). Para el arrecife de la isla Uva (Eakin, 1996) se reportó una tasa neta de producción de carbonato de 0.6 G. Anterior al evento de El Niño de 1982-1983, es decir en un momento en el que el arrecife no había sido impactado severamente por el fenómeno el cual redujo su tasa neta de producción de carbonato a 0.1 G. En contraste con lo descrito para otras áreas, el balance es más alto que los estimados en el Caribe (~2-4 G, Perry *et al.* 2013; 2014; 2018b; 0.6 G, Molina-Hernández *et al.* 2020; -0.36G a -2.30 G, Estrada-Saldivar *et al.*, 2019), y en arrecifes del Indo-Pacífico (5 G, Montaggioni, 2005) y las Seychelles (~3.5 G Januchowski-Hartley *et al.*, 2017), aunque por debajo de lo observado en Palau y Yap (13 G y 14.1 G, van Woesik & Cacciapagli, 2018). Las diferencias en el balance entre regiones están, principalmente, asociadas a las diferencias en las abundancias de especies constructoras en cada región lo que no necesariamente refleja la

cantidad total de carbonato producido en cada sitio ya que, el área total del parche arrecifal de La Entrega es menor a las grandes extensiones (varios kilómetros) de los arrecifes del Caribe e Indo-Pacífico. Además, nos gustaría poner en contexto que las cifras de arrecifes del Caribe e Indo-Pacífico con las que estamos comparando usualmente son calculadas en el arrecife frontal, en el arrecife posterior o en la laguna arrecifal, sitios donde, normalmente las la producción e carbonatos es más baja. Por ejemplo, en el Caribe mexicano, la cobertura coralina promedio es de 14.84% (González-Barrios *et al.*, 2021) la cual es mucho menor que la observada en este trabajo (68.5%). Concurrentemente, la tasa de acreción promedio calculada en el arrecife La Entrega (7.07 mm año⁻¹) es similar a las calculadas para arrecifes con altas tasas de producción neta, como Palau y Yap en el Pacífico occidental (7.9 mm año⁻¹, van Woesik & Cacciapagli, 2018), y más alta a la de arrecifes de regiones como Bonaire (4.9 mm año⁻¹; Perry *et al.*, 2018b), Micronesia (5.9 mm año⁻¹, van Woesik & Cacciapagli, 2021), y Chagos (2.9 mm año⁻¹, Perry *et al.*, 2018).

Aunque tanto la producción neta de carbonatos como la tasa de acreción en La Entrega son más altas y superiores a la media reportada para diferentes arrecifes en distintas regiones del mundo. El área total de desarrollo arrecifal en este sitio se limita a pequeñas áreas aisladas en forma de parches arrecifales y en general las extensiones arrecifales del POT son limitadas en comparación con numerosos arrecifes distribuidos en el Caribe y en el Indo-Pacífico, cuyas formaciones pueden erguirse varios metros sobre el fondo y alcanzar extensas áreas por varios kilómetros (Perry *et al.*, 2015; 2018b). Lo anterior, debido a que en general, estos arrecifes presentan una baja cementación (Manzello *et al.*, 2008), una alta bioerosión y, además, la mayoría de los sedimentos derivados del arrecife son transportados hacia afuera del sistema debido a las condiciones oceanográficas; por lo tanto, sedimentológicamente hablando, funciona de manera limitada como un arrecife de coral (Riegl *et al.*, 2007). De esta forma, el tener un desarrollo arrecifal limitado, puede poner en riesgo la persistencia de estos sistemas (y su biodiversidad asociada) en un ambiente que cambia rápidamente (Cabral-Tena *et al.*, 2018). Por otro lado, de acuerdo con lo sugerido por el modelo lineal, la cobertura de coral necesaria para mantener una tasa de acreción positiva en La Entrega es de 30% lo que es mucho más alto que los valores de CCV necesarios para tener balances de carbonato positivos en el Caribe (10 %), Chagos (12 %), o el Pacífico occidental (~1 0–12 %; Perry & Morgan, 2017; van Woesik & Cacciapagli, 2018; van Woesik & Cacciapagli, 2021). El contraste de coberturas necesarias para mantener balances de carbonato positivos entre La Entrega y otras regiones, se debe a las tasas altas de bioerosión que son características del Pacífico oriental (Glynn & Manzello, 2015).

Tabla 1. Producción bruta de carbonatos y tasas de bioerosión por grupo de cada transecto en La Entrega. G= kg de CaCO₃ m⁻² año⁻¹.

Transecto	Producción corales (G)	Producción algas coralinas (G)	Micro-bioerosión (G)	Macro-bioerosión (G)	Erosión por peces (G)	Erosión por erizos (G)	Balance (G)
1	8.98	0	0.65	5.00	0.27	0.02	3.03
2	11.64	0	0.65	5.00	1.17	0.003	4.81
3	9.95	0	0.65	5.00	0.10	0.11	4.07
4	8.93	0	0.65	5.00	0.75	0.08	2.44
5	20.06	0	0.65	5.00	0.93	0.25	13.22
6	22.75	0	0.65	5.00	1.17	0.25	15.67
Promedio ± DE	13.72 ± 6.09	0	0.65 ± 0	5.00 ± 0	0.73 ± 0.45	0.12 ± 0.1	7.23 ± 5.71

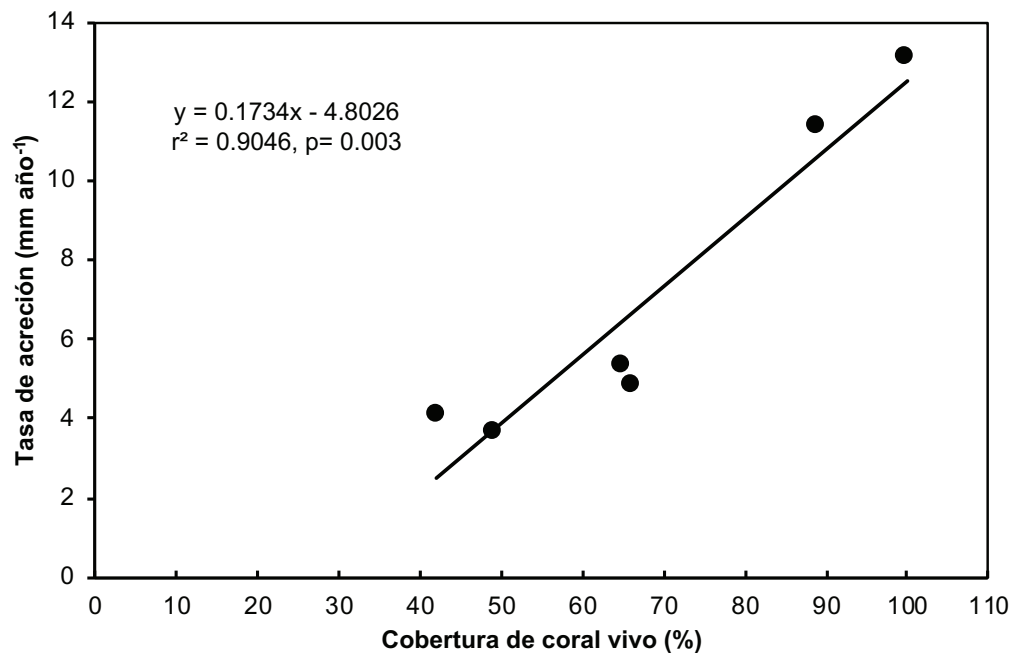


Figura 3. Relación lineal entre la tasa de acreción (mm año⁻¹) y la cobertura de coral vivo (%) para cada transecto en La Entrega. Se muestra la ecuación del modelo lineal y el coeficiente de determinación.

De acuerdo con lo modelado en este trabajo, actualmente, el arrecife La Entrega presenta una tasa de acreción suficiente para lidiar con una posible elevación en el nivel del mar bajo los escenarios RCP 4.5 y 2.6 (4 y 7 mm, respectivamente); no obstante, ni con un incremento hasta el 100% de CCV sería capaz de seguir creciendo bajo el incremento en el nivel del mar estimado por el escenario RCP 8.5 (15 mm). Es importante aclarar que las estimaciones de las tasas de acreción/erosión del modelo empleado, no consideran cambios en las tasas de calcificación o bioerosión causados por cambios poblacionales, eventos de estrés térmico y/o acidificación del océano y tormentas tropicales. Por lo que futuras estimaciones deberán de incorporar escenarios de cambio en todas las variables involucradas en el modelo (cobertura coralina, abundancia de erosionadores, tasas de crecimiento coralino, etc.), no solo para poder tomar decisiones asertivas para el manejo del arrecife La Entrega, sino para visualizar escenarios de calcificación/erosión (ReefBudget) a amplias escalas espaciales y temporales en el Pacífico oriental. Finalmente, nos gustaría puntualizar que es necesario realizar este tipo de trabajos en otros arrecifes del Pacífico Mexicano (y el POT) para poder realizar estimaciones más certeras a nivel regional.

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto CF 2019/866397 Evaluación de la función geo-ecológica de los arrecifes coralinos del Pacífico mexicano por el financiamiento para el desarrollo del trabajo. Al personal del laboratorio de arrecifes y biodiversidad (ARBIOLAB) y a Buceo Huatulco por su apoyo en el trabajo de campo.

REFERENCIAS

- ALVARADO, J. J., B. GRASSIAN, J. R., CANTERA-KINTZ, J. L. CARBALLO & E. LONDOÑO-CRUZ. 2017. Coral Reef Bioerosion in the Eastern Tropical Pacific. In: Glynn, P. W., D. P. Manzello, I. C. Enochs (Eds.) Coral reefs of the eastern tropical Pacific, pp. 369-403. DOI:10.1007/978-94-017-7499-4_12
- ALVAREZ-FILIP, L., N.K. DULVY, I. M. CÔTÉ, A.R. WATKINSON & J.A. GILL. 2011. Coral identity underpins architectural complexity on Caribbean reefs. *Ecological Applications* 21 (6), 2223-2231. DOI:10.1890/10-1563.1
- ALVAREZ-FILIP, L., J. P. CARRICART-GANIVET, G. HORTA-PUGA & R. IGLESIAS-PRIENTO. 2013. Shifts in coral-assemblage composition do not ensure persistence of reef functionality. *Scientific reports*, 3(1), 1-5. DOI: 10.1038/srep03486
- CABRAL-TENA, R.A., A. LÓPEZ-PÉREZ, H. REYES-BONILLA, L. E. CALDERON-AGUILERA, C. O. NORZAGARAY-LÓPEZ, F. A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA, A. L. CUPUL-MAGAÑA, A. P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO & A. AYALA-BOCOS. 2018. Calcification of coral assemblages in the eastern Pacific: reshuffling calcification scenarios under climate change. *Ecological Indicators* 726-734. DOI:10.1016/j.ecolind.2018.08.021
- CABRAL-TENA, R. A., A. LÓPEZ-PÉREZ, L. ALVAREZ-FILIP, F. J. GONZÁLEZ-BARRIOS, L. E. CALDERON-AGUILERA & C. APARICIO-CID. 2020. Functional potential of coral assemblages along a typical Eastern Tropical Pacific reef tract. *Ecological Indicators*, 119, 106795. DOI:10.1016/j.ecolind.2020.106795

- CARBALLO, J. L., E. BAUTISTA, H. NAVA, J. A. CRUZ-BARRAZA & J. A. CHÁVEZ. 2013. Boring sponges, An increasing threat for coral reefs affected by bleaching events. *Ecology and Evolution* 3, 872-886. DOI:10.1002/ece3.452
- 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. DOI:10.1002/2015JC011249
- CORTÉS, J., I. C. ENOCHS, J. SIBAJA-CORDERO, L. HERNÁNDEZ, J. J. ALVARADO, O. BREEDY, J. A. CRUZ-BARRAZA, O. ESQUIVEL-GARROTE, C. FERNÁNDEZ-GARCÍA, A. HERMOSILLO, K. L. KAISER, P. MEDINA-ROSAS, A. MORALES-RAMÍREZ, C. PACHECO, A. PÉREZ-MATUS, H. REYES-BONILLA, R. RIOSMENA-RODRÍGUEZ, C. SÁNCHEZ-NOGUERA, E. A. WIETERS, F. A. ZAPATA. 2017. Marine biodiversity of eastern tropical Pacific Coral Reefs. In: Glynn, P.W., Manzello, D.P., Enochs, I.C. (Eds.), *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific: Persistence and Loss in a Dynamic Environment*. Springer, Netherlands, pp. 203-250. DOI:10.1007/978-94-017-7499-4_7
- CORNWALL, C. E., S. COMEAU, N. A. KORNDER, C. T. PERRY, R. VAN HOOIDONK, T. M. DECARLO, M. S. PRATCHETT, K. D. ANDERSON, N. BROWNE, R. CARPENTER, G. DÍAZ-PULIDO, J. P. D'OLIVO, S. S. DOO, J. FIGUEREIDO, S. A. V. FORTUNATO, E. KENNEDY, C. A. LANTZ, M. T. MCCULLOCH, M. GONZÁLEZ-RIVERO, V. SCHOEPF, S. G. SMITHERS & R. J. LOWE. 2021. Global declines in coral reef calcium carbonate production under ocean acidification and warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(21), e2015265118. DOI:10.1073/pnas.201526511 (2021).
- COSTANZA, R., R. D'ARGE, R. DE GROOT, S. FARBER, M. GRASSO, B. HANNON, K. LIMBURG, S. NAEEM, J. PARUELO, R. G. RASKIN, P. SUTTON, M. VAN DEN BELT. 1998. The value of ecosystem services: putting the issues in perspective. *Ecological Economics* 25(1), 67-72. DOI:10.1016/S0921-8009(98)00019-6
- DARLING, E.S., T. R. McCLANAHAN, J. MAINA, G.G. GURNEY, GRAHAM NAJ, JANUCHOWSKI-HARTLEY F, CINNER JE, MORA C, HICKS CC, MAIRE E, PUOTINEN M, SKIRVING WJ, ADJEROUD M, AHMADIA G, ARTHUR R, BAUMAN AG, BEGER M, BERUMEN ML, BIGOT L, BOUWMEESTER J, BRENIER A, BRIDGE TCL, BROWN E, CAMPBELL SJ, CANNON S, CAUVIN B, CHEN CA, CLAUDET J, DENIS V, DONNER S, ESTRADIVARI FN, FEARY DA, FENNER D, FOX H, FRANKLIN EC, FRIEDLANDER A, GILMOUR J, GOIRAN C, GUEST J, HOBBS J-PA, HOEY AS, HOUK P, JOHNSON S, JUPITER SD, KAYAL M, KUO C-Y, LAMB J, LEE MAC, LOW J, MUTHIGA N, MUTTAQIN E, NAND Y, NASH KL, NEDLIC O, PANDOLFI JM, PARDEDE S, PATANKAR V, PENIN L, RIBAS-DEULOFEU L, RICHARDS Z, ROBERTS TE, RODGERS KS, SAFUAN CDM, SALA E, SHEDRAWI G, SIN TM, SMALLHORN-WEST P, SMITH JE, SOMMER B, STEINBERG PD, SUTTHACHEEP M, TAN CHJ, WILLIAMS GJ, WILSON S, YEEMIN T, BRUNO JF, FORTIN M-J, KRKOSEK M, MOUILLOT D. 2019. Social-environmental drivers inform strategic management of coral reefs in the Anthropocene. *Nature Ecology and Evolution* 3:1341-1350. DOI:10.1038/s41559-019-0953-8
- DE GROOT, R., L. BRANDER, S. VAN DER PLOEG, R. COSTANZA, F. BERNARD, L. BRAAT, M. CHRISTIE, N. CROSSMAN, A. GHERMANDI, L. HEIN, S. HUSSAIN, KUMAR, P., McVITIE, A., PORTELA, R., RODRIGUEZ, L.C., TEN BRINK, P., VAN BEUKERING, P., 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services* 1 (1), 50-61. DOI:10.1016/j.ecoser.2012.07.005
- 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(2), 109-119. DOI:10.1007/BF01771900
- ENOCHS, I.C. & P.W. GLYNN. 2017. Trophodynamics of Eastern Pacific Coral Reefs. In: Glynn, P., D. Manzello, I. Enochs. (eds) *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific*. *Coral Reefs of the World*, vol 8. Springer, Dordrecht. DOI:10.1007/978-94-017-7499-4_9
- ENOCHS, I. C., L. T. TOTH, A. KIRKLAND, D. P. MANZELLO, KOLODZIE, J. T. MORRIS, D. M. HOLSTEIN, A. SCHLENZ, C. J. RANDALL, J. L. MATÉ, J. J. LEICHTER & R. B. ARONSON. 2021. Upwelling and the persistence of coral-reef frameworks in the eastern tropical Pacific. *Ecological Monographs*, 91(4), e01482. DOI:10.1002/ecm.1482
- ESTRADA-SALDÍVAR, N., E. JORDÁN-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(10), 190298. DOI:10.1098/rsos.190298
- GLYNN, P. W. 1988. El Niño—Southern oscillation 1982-1983: Nearshore population, community, and ecosystem responses. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 19(1), 309-346. DOI:10.1146/annurev.es.19.110188.001521
- GLYNN, P. W., R. H. STEWART & J. E. McCOSKER. 1972. Pacific coral reefs of Panama: structure, distribution and predators. *Geologische Rundschau*, 61, 483-519. DOI:10.1007/BF01896330
- GLYNN, P.W. & G. E. LEYTE-MORALES, G.E. 1997. Coral reefs of Huatulco, west México: reef development in upwelling Gulf of Tehuantepec. *Rev. Biol. Trop.* 45 (3), 10331047. <http://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/21114>
- GLYNN, P. W. & D. P. MANZELLO 2015. Bioerosion and coral reef growth: a dynamic balance. In *Coral reefs in the Anthropocene* (pp. 67-97). Springer, Dordrecht.
- GLYNN, P. W., J. J. ALVARADO, S. BANKS, J. CORTÉS, J. S. FEINGOLD, C. JIMÉNEZ, J. E. MARAGOS, P. MARTÍNEZ, J. L. MATÉ, D. A. MOANGA, S. NAVARRETE, H. REYES-BONILLA, B. RIEGL, F. RIVERA, B. VARGAS-ÁNGEL, E. A. WIETERS & F. A. ZAPATA. 2017. Eastern Pacific Coral Reef Provinces, coral community structure and composition: an overview. In: Glynn, P.W., D. P. Manzello, I. C. Enochs (Eds.), *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific: Persistence and Loss in a Dynamic Environment*. Springer, Netherlands, pp. 107-176. DOI:10.1007/978-94-017-7499-4_5
- GLYNN, P. W. & AULT, J. S. 2000. A biogeographic analysis and review of the far eastern Pacific coral reef region. *Coral reefs*, 19(1), 1-23. DOI:10.1007/s003380050220
- GONZÁLEZ-BARRIOS, F. J., R. A. CABRAL-TENA & L. ALVAREZ-FILIP. 2021. Recovery disparity between coral cover and the physical functionality of reefs with impaired coral assemblages. *Global Change Biology*, 27(3), 640-651. DOI:10.1111/gcb.15431
- GONZÁLEZ-PABÓN, M. A., J. A. TORTOLERO-LANGARICA, L. E. CALDERON-AGUILERA, E. SOLANA-ARELLANO, A. P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO, A. L. CUPUL-MAGAÑA & R. A. CABRAL-TENA. 2021. Low calcification rate, structural complexity, and calcium carbonate production of Pocillopora corals in a bios-

- phere reserve of the central Mexican Pacific. *Marine Ecology*, 42(6), e12678. DOI:10.1111/maec.12678
- GRAHAM, N. A. J. & K. L. NASH. 2013. The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. *Coral Reefs* 32:315-326 DOI:10.1007/s00338-012-0984-y
- HERRERA-ESCALANTE, T., A. LÓPEZ-PÉREZ & G. E. LEYTE-MORALES. 2005. Bioerosion caused by the sea urchin *Diadema mexicanum* (Echinodermata: Echinoidea) at Bahías de Huatulco, Western Mexico." *Revista de biología tropical* 53.3: 263-273. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=44919815016>
- HUGHES, T.P., J. T. KERRY, M. ÁLVAREZ-NORIEGA, J. G. ÁLVAREZ-ROMERO, K. D. ANDERSON, A. H. BAIRD, R.C BABCOCK, M. BEGER, D. R. BELLWOOD, R. BERKELMANS, T. C. BRIDGE, I. R. BUTLER, M. BYRNE, N. E. CANTIN, S. COMEAU, S. R. CONNOLLY, G. S. CUMMING, S. J. DALTON, G. DIAZ-PULIDO & S. K. WILSON. 2017. Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature* 543(7645),373377. DOI:10.1038/nature21707
- IPCC. CLIMATE CHANGE 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC (2014). <http://hdl.handle.net/10013/epic.45156.d001>
- JANUCHOWSKI-HARTLEY, F. A., N. A. GRAHAM, S. K. WILSON, S. JENNINGS & C. T. PERRY. 2017. Drivers and predictions of coral reef carbonate budget trajectories. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1847), 20162533. DOI:10.1098/rspb.2016.2533
- JUÁREZ-HERNÁNDEZ, L. G. & M. TAPIA-GARCÍA. 2018. Cambios en la comunidad de peces por efecto del desarrollo costero en el Parque Nacional Huatulco (México). *Revista de Biología Tropical*, 66(4), 1569-1579. <http://dx.doi.org/10.15517/rbt.v66i4.31908>
- LEYTE MORALES, G. E. 2001. Estructura de la comunidad de corales y características geomorfológicas de los arrecifes coralinos de Bahías de Huatulco, Oaxaca, México Tesis Doctoral.
- LÓPEZ-PÉREZ, R. A., M. G. MORA-PÉREZ & G. E. LEYTE-MORALES. 2007. Coral (Anthozoa: Scleractinia) Recruitment at Bahías de Huatulco, Western México: Implications for Coral Community Structure and Dynamics. *Pacific Science* 61.3: 355-369. DOI:10.2984/1534-6188(2007)61[355:CASRAB]2.0.CO;2
- LÓPEZ-PÉREZ, A., L.E. CALDERÓN-AGUILERA, H. REYES-BONILLA, J. D. CARRIQUIRY, P. MEDINA-ROSAS, A. L. CUPUL-MAGAÑA, M. D. HERRERO-PÉREZ, H. A. HERNÁNDEZ-RAMÍREZ, M. A. AHUMADA-SEMPOA, B. M. LUNA-SALGUERO. 2012. Coral communities and reefs from Guerrero, Southern Mexican Pacific. *Marine Ecology* 33 (4), 407-416. DOI:10.1111/j.1439-0485.2011.00505.x
- 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. DOI:10.7773/cm.v42i1.2586
- LÓPEZ-PÉREZ, A., & L. M. HERNÁNDEZ-BALLESTEROS, L. M. 2004. Coral community structure and dynamics in the Huatulco area, western Mexico. *Bulletin of Marine Science*, 75(3), 453-472. <https://www.ingentaconnect.com/content/umrsmas/bullmar/2004/00000075/00000003/art00008#>
- LÓPEZ-PÉREZ, A. 2017. Revisiting the Cenozoic History and the Origin of the Eastern Pacific Coral Fauna. In: Glynn, P.W., Manzello, D.P., Enochs, I.C. (Eds.), *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific: Persistence and Loss in a Dynamic Environment*. Springer, Netherlands, pp. 39-57. DOI:10.1007/978-94-017-7499-4_2
- MANZELLO, D. P., J. A. KLEYPAS, D. A. BUDD, C. M. EAKIN, P. W. GLYNN & C. LANGDON. 2008. Poorly cemented coral reefs of the eastern tropical Pacific: Possible insights into reef development in a high-CO2 world. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(30), 10450-10455. DOI:10.1073/pnas.0712167105
- MANZELLO, D.P., M. C. EAKIN, P. W. GLYNN. 2017. Effects of global warming and ocean acidification on carbonate budgets of Eastern Pacific coral reefs, in: Glynn, P.W., Manzello, D.P., Enochs, I.C. (Eds.), *Coral Reefs of the Eastern Tropical Pacific: Persistence and Loss in a Dynamic Environment*. Springer, Netherlands, pp. 517-533. DOI:10.1007/978-94-017-7499-4_18
- MCWILLIAM, M., M. O. HOOGENBOOM, A. H. BAIRD, C. Y. KUO, J. S. MADIN, T. P. HUGHES. 2018. Biogeographical disparity in the functional diversity and redundancy of corals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 115 (12), 3084-3089. DOI:10.1073/pnas
- 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. Calcification of the main reef-building coral species on the Pacific coast of southern Mexico. *Ciencias Marinas* 42 (3), 209-225. DOI:10.7773/cm.v42i3.2650
- MOBERG, F. & C. FOLKE. 1999. Ecological goods and services of coral reef ecosystems. *Ecological Economics*, 29(2), 215-233. DOI:10.1016/S0921-8009(99)00009-9
- MOLINA-HERNÁNDEZ, A., F. J. GONZÁLEZ-BARRIOS, C. T. PERRY & L. ÁLVAREZ-FILIP. 2020. Two decades of carbonate budget change on shifted coral reef assemblages: are these reefs being locked into low net budget states?. *Proceedings of the Royal Society B*, 287(1940), 20202305. DOI:10.1098/rspb.2020.2305
- MONTAGGIONI, L. 2005. History of Indo-Pacific coral reef systems since the last glaciation: development patterns and controlling factors. *Earth Science Reviews* 71, 1-75. DOI:10.1016/j.earscirev.2005.01.002
- NAVA, H. & J. L. CARBALLO. 2008. Chemical and mechanical bioerosion of boring sponges from Mexican Pacific coral reefs. *Journal of Experimental Biology*. 211, 2827-2831. DOI:10.1242/jeb.019216
- OPPENHEIMER, M., B. GLAVOVIC, J. HINKEL, R. VAN DE WAL, A. K. MAGNAN, A. ABD-ELGAWAD, R. CAI, M. CIFUENTES-JARA, R. M. DECONTO, T. GHOSH, J. HAY, F. ISLA, B. MARZEION, B. MEYSSIGNAC & Z. SEBESVARI. 2019. Sea level rise and implications for low lying islands, coasts and communities. In *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*
- PALACIOS, M. M., C. G. MUÑOZ & F. A. ZAPATA. 2014. Fish corallivory on a pocilloporid reef and experimental coral responses to predation. *Coral Reefs*, 33, 625-636. DOI:10.1007/s00338-014-1173-y
- PERRY C.T., T. SPENCER & P. S. KENCH. 2008. Carbonate budgets and reef production states: a geomorphic perspective on the ecological phase-shift concept. *Coral Reefs* 27:853-866 DOI:10.1007/s00338-008-0418-z
- Perry, C.T., G. N. Murphy, P. S. Kench, S. G. Smithers, E. N. Edinger, R. S. Steneck & P. J. Mumby. 2013. Caribbean-wide decline in carbonate production threatens coral reef growth. *Nature Communications* 4, 1402. DOI:10.1038/ncomms2409

- PERRY C. T., G. N. MURPHY, P. S. KENCH, E. N. EDINGER, S. G. SMITHERS, R. S. STENECK & P. J. MUMBY. 2014. Changing dynamics of Caribbean reef carbonate budgets: emergence of reef bioeroders as critical controls on present and future reef growth potential. *Proceedings of the royal society B* 281:20142018 DOI:10.1098/rspb.2014.2018
- PERRY, C. T., G. N. MURPHY, N. A. GRAHAM, S. K. WILSON, F. A. JANUCHOWSKI-HARTLEY & H. K. EAST. 2015. Remote coral reefs can sustain high growth potential and may match future sea-level trends. *Scientific Reports*, 5(1), 1-8. DOI:10.1038/srep18289
- PERRY, C. T., & K. M. MORGAN. 2017. Post-bleaching coral community change on southern Maldivian reefs: is there potential for rapid recovery?. *Coral Reefs*, 36(4), 1189-1194. DOI:10.1007/s00338-017-1610-9
- PERRY C. T., I. LANGE, F. A. JANUCHOWSKI-HARTLEY. 2018a. ReefBudget Indo Pacific: online resource and methodology. <http://geography.exeter.ac.uk/reefbudget/>
- PERRY, C. T., L. ALVAREZ-FILIP, N. A. GRAHAM, P. J. MUMBY, S. K. WILSON, P. S. KENCH, D. P. MANZELLO, K. M. MORGAN, A. B. A. SLANGEN, D. P. THOMSON, F. JANUCHOWSKI-HARTLEY, S. G. SMITHERS, R. S. STENECK, R. CARLTON, E. N. EDINGER, I. C. ENOCHS, N. ESTRADA-SALDIVAR, M. D. E. HAYWOOD, G. KOŁODZIEJ, G. N. MURPHY, E. PÉREZ-CERVANTES, A. SCHULEY, L. VALENTINO, R. BOENISH, M. WILSON & C. MACDONALD. 2018b. Loss of coral reef growth capacity to track future increases in sea level. *Nature*, 558(7710), 396-400. DOI:10.1038/s41586-018-0194-z
- PERRY, C. T., & L. ALVAREZ-FILIP. 2019. Changing geo-ecological functions of coral reefs in the Anthropocene. *Functional Ecology*, 33(6), 976-988. DOI:10.1111/1365-2435.13247
- PROUTY, N. G., A. COHEN, K. K. YATES, C. D. STORLAZZI, P. W. SWARZENSKI & D. WHITE. 2017. Vulnerability of coral reefs to bioerosion from land-based sources of pollution. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 122(12), 9319-9331. DOI:10.1002/2017JC013264
- REYES-BONILLA, H. & A. LÓPEZ-PÉREZ. 1998. Biogeografía de los corales pétreos (Scleractinia) del Pacífico de México. *Ciencias Marinas*, 24(2), 211-224 <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48024206>
- REYES-BONILLA, H. 2003. Coral reefs of the Pacific coast of México. In: Cortés, J. (Ed.), *Latin American Coral Reefs*. Elsevier Science, Amsterdam, pp. 331-349 DOI:10.1016/B978-044451388-5/50015-1
- REYES-BONILLA, H., & L. E. CALDERON-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. DOI:10.1046/j.1439-0485.1999.2034080.x
- REYES-BONILLA, H. & A. LÓPEZ-PÉREZ. 2009. Coral and coral reef communities in the Gulf of California. Atlas of coastal ecosystems in the western Gulf of California. In: Johnson, A., J. Ledezma-Vázquez. (Eds.), *Atlas of Coastal Ecosystems in the Western Gulf of California*. University of Arizona Press, Tucson, pp. 45-57.
- REYES-BONILLA, H., L. E. CALDERÓN-AGUILERA, M. C. MOZQUEDA-TORRES & J. D. CARRIQUIRY. 2014. Presupuesto de carbono en arrecifes coralinos de México. *Interciencia*, 39(9), 645-650. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33932147006>
- RIEGL, B.M., J. HALFAR, S. J. PURKIS, L. GODINEZ-ORTA. 2007. Sedimentary facies of the eastern Pacific's northernmost reef-like setting (Cabo Pulmo, Mexico). *Marine Geology* 236 (1), 61-77. DOI:10.1016/j.margeo.2006.09.021
- ROSE, C. S. & M. J. RISK. 1985. Increase in Cliona delitrix Infestation of Montastrea cavernosa Heads on an Organically Polluted Portion of the Grand Cayman Fringing Reef. *Marine Ecology* 6, 345-363. DOI:10.1111/j.1439-0485.1985.tb00142.x
- SMITH, S. V. & D. W. KINSEY. 1976. Calcium carbonate production, coral reef growth, and sea level change. *Science*, 194(4268), 937-939. DOI:10.1126/science.194.4268.937
- TORTOLERO-LANGARICA, J. A., A. P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO, A. L. CUPUL-MAGAÑA, D. E. MORALES-DE-ANDA, J. E. CASELLE & J. P. CARRICART-GANIVET. 2022. Coral calcification and carbonate production in the eastern tropical Pacific: The role of branching and massive corals in the reef maintenance. *Geobiology*, 20(4), 533-545. DOI:10.1111/gbi.12491
- VAN WOESIK, R. & C. W. CACCIAPAGLIA. 2018. Keeping up with sea-level rise: carbonate production rates in Palau and Yap, western Pacific Ocean. *PLoS One* 13 (5), e0197077. DOI:10.1371/journal.pone.0197077
- VAN WOESIK, R. & C. W. CACCIAPAGLIA. 2021. Thermal stress jeopardizes carbonate production of coral reefs across the western and central Pacific Ocean. *PLoS one*, 16(4), e0249008. DOI:10.1371/journal.pone.0249008

Variabilidad espacio temporal de la zona eufótica en Bahía de Banderas

Seasonal and spatial variability of the euphotic zone in Bahía de Banderas

Esmeralda Morales-Domínguez¹, León Felipe Álvarez-Sánchez², Luis Eduardo Calderón-Aguilera¹ 

Recibido: 31 de octubre de 2022.

Aceptado: 05 de abril de 2023.

Publicado: agosto de 2023.

RESUMEN

Antecedentes. La zona eufótica (ZEU) es la sección más superficial de la columna de agua donde la radiación solar es suficiente para producir fotosíntesis. La profundidad *in situ* se mide usando sondas perfiladoras de la luz, pero también se puede monitorear utilizando percepción remota. **Objetivo.** Determinar la variabilidad temporal y espacial de la zona eufótica (ZEU) de Bahía de Banderas y su relación con otras variables que contribuyen a la turbidez. **Métodos.** Se utilizaron distintas fuentes de datos (OceanColor, Copernicus, NOAA, CONAGUA), para obtener series de tiempo (2003 al 2020) de materia inorgánica particulada (MIP), Clorofila-*a* (Chl-*a*), coeficiente de atenuación difusa a 490 nm (Kd490), profundidad del disco de Secchi (ZSD), ZEU, precipitación diaria y nivel hídrico de los ríos Ameca y Pitillal, se hizo un análisis de correlación entre estas variables. A partir de lo anterior, se realizó un análisis de conglomerados para determinar si existen diferencias espaciales en la bahía, así como diagramas de dispersión para observar las tendencias entre los parámetros ambientales. Se realizaron dos mapas estacionales (lluvias y secas) con base a las medianas climáticas de ZEU y a las corrientes geostroficadas predominantes. **Resultados.** La profundidad de la zona eufótica (ZEU) fue mayor de junio a agosto (48.54 ± 21.93 m) y menor de febrero a abril (22.95 ± 12.98 m); el análisis de conglomerado determinó que la bahía se divide en dos áreas: la norte cuya ZEU es más somera (mayor correlación con la MIP y Chl-*a*), y la sur, donde es más profunda (mayor correlación con la Chl-*a*). **Conclusiones.** El parámetro que tiene mayor efecto sobre la profundidad de la ZEU es la Chl-*a*, y solamente el área más cercana a la desembocadura de los ríos Ameca y Pitillal presenta relación inversa entre la ZEU con la MIP y la Chl-*a*.

Palabras clave: clorofila-*a*, materia inorgánica, oceanografía satelital, transparencia del agua, turbidez.

ABSTRACT

Background. The euphotic zone (EUZ) is the most superficial section of the water column where solar radiation is sufficient to produce photosynthesis. In situ depth is measured using light profiler probes but can also be monitored using remote sensing. **Objective.** To determine the temporal and spatial variability of Bahía de Banderas Euphotic Zone (EUZ) and its relationship with other variables that contribute to turbidity. **Methods.** Different data sources (OceanColor, Copernicus, NOAA, CONAGUA) were used to obtain time series (2003 to 2020) of particulate inorganic matter (PIM), Chlorophyll-*a* (Chl-*a*), diffuse attenuation coefficient at 490 nm (Kd490), depth of the Secchi disk (ZSD), ZEU, daily precipitation and water level of the Ameca and Pitillal rivers and a correlation analysis was made between these variables, and a cluster analysis to determine if there are spatial differences in the bay, as well as scatter plots to observe trends among environmental parameters. Two seasonal maps (rainy and dry season) were drawn based on the climatic medians of ZEU and the prevailing geostrophic currents. **Results.** The euphotic zone (EUZ) was deeper from June to August (48.54 ± 21.93 m) and shallower from February to April (22.95 ± 12.98 m); the cluster analysis determined that the bay is divided into two areas: the north, whose ZEU is shallower (higher correlation with MIP and Chl-*a*), and the south, where it is deeper (higher correlation with Chl-*a*). **Conclusions.** The parameter that has the greatest effect on the depth of the ZEU is the Chl-*a*, and only the area closest to the mouth of the Ameca and Pitillal rivers presents an inverse relationship between the ZEU with the MIP and the Chl-*a*.

Keywords: Chlorophyll-*a*, inorganic matter, satellite oceanography, water transparency, turbidity.

¹ Departamento de Ecología Marina, División de Oceanología, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. Carretera Tijuana-Ensenada 3918, Zona Playitas, Ensenada, Baja California, 22860. México

² Unidad de informática Marina, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Circuito Exterior s/n, Ciudad Universitaria, Coyoacán, Ciudad de México, 04510. México

***Corresponding author:**

Luis Eduardo Calderón Aguilera: e-mail: leca@cicese.mx

To quote as:

Morales-Domínguez, E., L. F. Álvarez-Sánchez & L. E. Calderón-Aguilera. 2023. Variabilidad espacio temporal de la zona eufótica en Bahía de Banderas. *Hidrobiológica* 33 (2): 211-222.

DOI:10.24275/RZPR6531

INTRODUCCIÓN

La zona eufótica (ZEU) es la sección más superficial de la columna de agua, en donde la cantidad de radiación solar es suficiente para producir fotosíntesis. La ZEU puede presentarse desde los 15 m en aguas costeras, aumentar a los 40 m en plataformas continentales y llegar hasta los 200 m en océano abierto (Wright & Colling, 1995). Estas diferencias están relacionadas con la transparencia de la columna de agua (Ryding & Rast, 1989), que a su vez está influenciada por la cantidad de partículas suspendidas (Lonin, 1997).

La ZEU se ha medido *in situ* empleando sondas perfiladoras de luz lo cual permitió establecerla como la profundidad donde la radiación fotosintéticamente disponible es $\geq 1\%$ con respecto a la superficie (Lalli & Parsons, 1997). De manera *ex situ* se mide usando percepción remota, herramienta útil por su bajo costo y permite realizar estudios a escalas locales, regionales y globales (Candela *et al.*, 2021; Ouellette & Getinet, 2016). Por su versatilidad, la percepción remota también se ha empleado para analizar la calidad del agua (Wu *et al.*, 2009; Hamidi *et al.*, 2017), radiancia y reflectancia de la luz, temperatura del mar, velocidad de corriente (Cerdeira-Estrada & López-Saldaña, 2011), detritos suspendidos (González-Luna *et al.*, 2019) y florecimientos algales (Gómez-Villarreal *et al.*, 2008).

Los productos de información oceanográfica generados a partir de las imágenes de satélites (ej. sensor MODIS) generan datos de diversas variables ambientales: El coeficiente de atenuación difusa a 490 nm (Kd490), la temperatura superficial del mar, la concentración de clorofila-*a* (Chl-*a*), entre otras (Parkinson, 2003). En el presente estudio se eligieron las variables Kd490 (proporciona información de la turbidez de los cuerpos de agua en relación con el fitoplancton y la materia flotante) y la ZEU (se calcula a partir de los coeficientes de absorción y retrodispersión en la longitud de onda de 490 nm (Lee *et al.*, 2007)). Estas variables se utilizan para el monitoreo de procesos eutróficos.

Otras fuentes de información útiles de información ambiental son el Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (nivel hídrico) y el Sistema Nacional de Información del Agua (estadísticas para cuencas hidrológicas), ambas de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), y los modelos matemáticos del Servicio de Vigilancia Marina de la Comunidad Europea (CMEMS).

Conocer la ZEU es relevante por que proporciona un índice de la calidad del agua, por su relación con la claridad del agua y la producción primaria (Behrenfeld & Falkowski, 1997). Debido a que la luz solar decrece con la profundidad, los primeros metros son los más propicios para la producción primaria (Kirk, 2011). Sin embargo, la zona somera puede ser hostil para comunidades bénticas (p. ej. arrecifes coralinos) porque está expuesta a perturbaciones antropogénicas (p. ej. pesca y contaminación costera), procesos ambientales (p. ej. oleaje severo causado por eventos hidrometeorológicos) y los efectos del cambio climático (Carriquiry & Reyes-Bonilla, 1997).

Debido a las dificultades mencionadas anteriormente, la *hipótesis del refugio profundo* (Glynn, 1996) plantea que algunas especies han migrado a zonas más profundas (p. ej. zona mesofótica) y se han adaptado a condiciones de poca disponibilidad de luz. La zona mesofótica se extiende aproximadamente desde los 30 a los 150 m de profundidad (Hinderstein *et al.*, 2010), o bien donde ocurre el 50% de intensidad de la luz con respecto a la superficie, y la profundidad que alcanza

depende de la transparencia del agua (Rodríguez-Escobar & Calderón Aguilera, 2021).

Bahía de Banderas se localiza en el centro occidente del Pacífico mexicano y tiene una extensión de 102 km (IIEG 2021). Recibe el aporte de varios efluentes, principalmente de los ríos Ameca y Pitillal que en conjunto presentan un volumen medio anual de escurrimiento de 316.06 hm³ (SINA, 2022). Particularmente, para la región de Bahía de Banderas se ha registrado un promedio de precipitación anual de 1,534 mm (Fig. 1) (Cupul-Magaña, 1998). A pesar de la cantidad de agua y sedimentos que drenan hacia Bahía de Banderas, no se han estudiado los factores *ex situ* que influyen en la profundidad de la ZEU. Por lo tanto, el objetivo de este estudio fue determinar la variabilidad espacial y temporal de la ZEU en Bahía de Banderas y su relación con las variables que contribuyen a la turbidez de la bahía, utilizando datos satelitales y bases de datos ambientales de acceso libre. Este trabajo proporciona información complementaria para estudiar los arrecifes mesofóticos de Bahía de Banderas.

Se hipotetiza que la profundidad de la ZEU presentará variaciones espaciales y temporales dentro de Bahía de Banderas, y estará relacionada con variables como la transparencia del agua (Kd490), la materia inorgánica particulada, el nivel hídrico de los ríos y la cantidad de lluvia en la región.

MÉTODOS

Área de estudio: Bahía de Banderas se encuentra entre Nayarit y Jalisco, y tiene 1,407 km² de área. En la bahía convergen cinco cuencas hidrográficas: Tecomala, Cuale, Pitillal, Ameca Ixtapa B y Huicicila, que en conjunto presentan un volumen medio anual de escurrimiento natural de 1,062.6 hm³ (SINA, 2022). Los ríos Ameca y Pitillal son los dos ríos en Bahía Banderas que cuentan con estaciones hidrométricas (CONAGUA, 2022).

El río Ameca forma parte de la cuenca hidrológica Ameca-Pijinto, con una descarga anual de 977.38 millones de metros cúbicos (Mm³) de agua (DOF, 2013, 2018), además que es el principal subsidiario de sedimentos hacia Bahía de Banderas, lo que permite la formación y renovación de playas en su región norte (Cupul-Magaña, 1998). El río Pitillal forma parte de la cuenca hidrológica Pitillal, con una descarga anual de 75.38 Mm³ de agua, y es el principal cuerpo de agua de esta cuenca (DOF, 2013, 2018).

Variables oceanográficas: Se obtuvieron los productos satelitales Kd490 y ZEU del sitio OceanColor WEB con una resolución espacial de 4 km y temporal diaria (Lee, 2005). Esta información se completó con los productos de concentración de Chl-*a* (Gohin *et al.*, 2002; Hu *et al.*, 2012; Xi *et al.*, 2021), materia inorgánica particulada (MIP) y profundidad del modelo predictivo del disco de Secchi (ZSD) (modelo basado en observaciones satelitales del sensor MODIS, ajustado y validado con base en 108,323 observaciones *in situ* registradas por el Centro Nacional de Datos Oceanográficos de Estados Unidos; Gohin, 2011), provenientes del CMEMS, con resolución espacial de 4 km y temporal diaria.

El nivel hídrico para los ríos Pitillal y Ameca se obtuvieron de las estaciones hidrológicas de la CONAGUA. Finalmente, los valores de precipitación se obtuvieron de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), con resolución espacial de 0.5° y temporal diaria. Estos valores fueron ajustados a la resolución de los productos sateli-

tales MODIS Aqua (4 km) utilizando la función *extract* (método bilineal, librería “raster” Hijmans, 2022). Los datos se procesaron con R Studio v.4.2.2 (R Core Team, 2022).

Los datos se estructuraron en una matriz espacio-temporal con 57 posiciones geográficas, 8,862 días (01/01/2003 a 31/12/2020) y ocho variables ambientales. Los datos ambientales de todos los años se promediaron por mes para obtener las normales climáticas mensuales.

Adicionalmente, se elaboró un mapa para ilustrar las diferencias en la distribución espacial de la ZEU y las corrientes superficiales geográficas (CSG), durante los meses de condiciones de sequía (enero-mayo, noviembre-diciembre) y lluvias (junio-octubre), calculando la mediana por píxel (librería “raster” Hijmans, 2022). Las CSG se obtuvieron como componentes verticales y horizontales del CMEMS en resolución espacial de 1/12°. Estos componentes se disgregaron espacialmente con un factor de 5 x 5 por píxel (librería “raster” Hijmans, 2022). La velocidad y la dirección de las CSG fueron determinados a partir de los componentes de dirección por la herramienta “vectores de gradiente de componentes direccionales” del software SAGA GIS (Conrad *et al.*, 2015).

Análisis estadísticos: Para determinar diferencias significativas entre las variables ambientales en un ciclo anual, se empleó un análisis de varianza de una vía (ANOVA, nivel de significancia 0.05, Chambers *et al.*, 1992). El grado de correlación entre las variables y el nivel de significancia, se estableció mediante el método de Spearman (Best & Roberts, 1975) empleando las librerías “Hmisc” (Harrell, 2022), “psych” (Revelle, 2022) y “corrplot” (Wei & Simko, 2021).

Para determinar la variabilidad espacial de la ZEU en la bahía, se realizó un análisis de conglomerados (Cluster, McQuitty, 1966) empleando una matriz de distancia Euclidiana (Borg & Groenen, 2005) de la serie de tiempo de la ZEU por píxel, calculando el número de clústeres óptimo a través del método del valor de Silhouette (Rousseeuw, 1987).

La comparación de tendencias lineales entre pares de variables se realizó a partir de dos diagramas de dispersión (Becker *et al.*, 1988), cada uno de ellos con base en la clasificación de los píxeles obtenida en el análisis de Cluster.

RESULTADOS

Se obtuvo una matriz de 395,580 datos condensando 57 píxeles en el área de estudio que representan una temporalidad de 6,939 días de información (Fig. 1). Las variables ambientales ZEU, ZSD, Kd490, Chl-*a*, MIP, Precipitación, Nivel Pitillal, Nivel Ameca presentaron una variabilidad significativa a lo largo del año ($p < 0.05$; Tabla 1).

La ZEU fue mayor en los meses de junio, julio y agosto (48.54 ± 21.93 m), en comparación con los meses de febrero, marzo y abril donde fue más somera (22.95 ± 12.98 m); mientras que la profundidad del ZSD fue mayor en los meses de julio y agosto (13.43 ± 6.13 m), contrastando con los meses de febrero a mayo, donde las profundidades fueron las más someras (5.07 ± 3.48 m; Fig. 2).

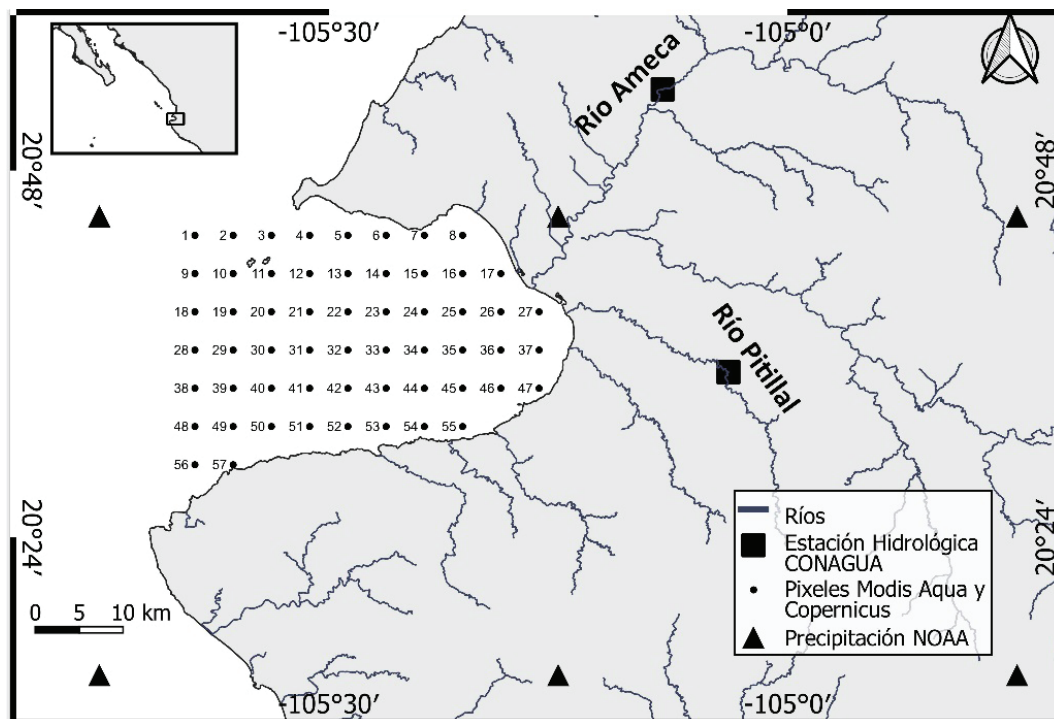


Figura 1. Localización de los puntos de obtención de datos en Bahía de Banderas. Píxeles del sensor MODIS Aqua y del modelo de Copernicus en el área de estudio (●), localización de las estaciones hidrológicas de la CONAGUA en los ríos Ameca y Pitillal (■), y píxeles de precipitación de la NOAA (▲)

Tabla 1. Estadísticos del ANOVA de una vía de las variables ambientales.

Variable	F	<i>p</i>	Valores máximos y mínimos
ZEU	(11,100353) = 3347	< 0.05	0-163.6 m
ZSD	(11,266181) = 12289	< 0.05	1.32 a 37.42 m
Kd490	(11,366437) = 10093	< 0.05	0.03 a 1.29 m ⁻¹
Chl- <i>a</i>	(11,266209) = 4043	< 0.05	0.06 a 65 mg m ⁻³
MIP	(11,247241) = 842.8	< 0.05	0.05 a 100 g m ⁻³
Precipitación	(11,20805) = 452	< 0.05	0-143.9 mm
Nivel hídrico Pitillal	(11,328913) = 70631	< 0.05	0 a 2.6 m
Nivel hídrico Ameca	(11,372986) = 50.74	< 0.05	0 a 7 m

ZEU = zona eufótica, ZSD = profundidad del disco de Secchi, Kd490 = coeficiente de atenuación difusa, Chl-*a* = concentración de clorofila-*a*, MIP = materia inorgánica particulada.

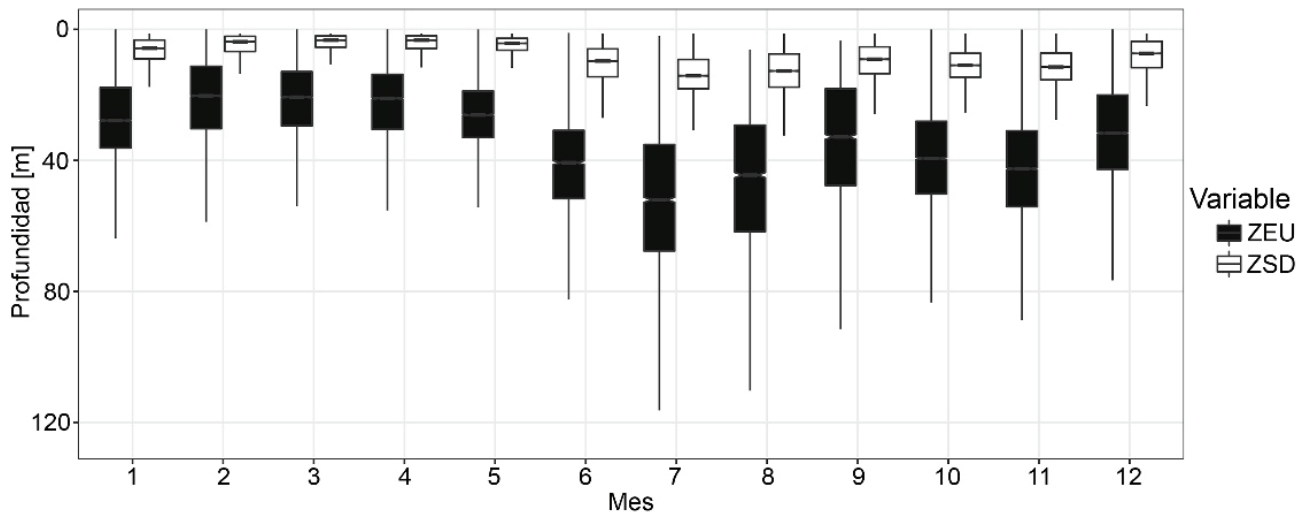


Figura 2. Variabilidad mensual promedio de la zona eufótica (ZEU) y de la profundidad del disco de Secchi (ZSD) en Bahía de Banderas del 2003 al 2020 (cuartiles entre 25% y 75% de los datos).

Los valores de Kd490 indicaron mayor de turbidez del agua marina en los meses de enero a mayo ($0.22 \pm 0.17 \text{ m}^{-1}$), y menor turbidez de julio a noviembre ($0.09 \pm 0.06 \text{ m}^{-1}$; Fig. 3a).

El promedio mensual de la concentración de Chl-*a* fue mayor en los meses de febrero a mayo ($5.94 \pm 7.09 \text{ mg m}^{-3}$), mientras que los meses de julio y agosto presentaron los valores más bajos ($1.05 \pm 2.01 \text{ mg m}^{-3}$; Fig. 3b). La MIP presentó los valores promedio más altos en el mes de septiembre ($2.53 \pm 4.52 \text{ g m}^{-3}$) y los menores en el mes de noviembre ($0.63 \pm 0.68 \text{ g m}^{-3}$; Fig. 3c). La precipitación se presenta en los meses de junio a octubre, siendo el mes de septiembre el de mayor intensidad ($12.75 \pm 17.05 \text{ mm}$; Fig. 3d).

Los ríos Ameca y el Pitillal presentaron una tendencia anual similar en su nivel hídrico, registrándose los valores más bajos durante mayo

(Ameca: $3.29 \pm 0.82 \text{ m}$, Pitillal: $0.39 \pm 0.08 \text{ m}$) y los más altos durante septiembre (Ameca: $4.37 \pm 5.01 \text{ m}$, Pitillal: $1.18 \pm 0.24 \text{ m}$; Fig. 4).

Se observan coeficientes de correlación robusta y directa ($\rho > 0.9$), entre la Chl-*a* y el Kd490 ($\rho = 1$), así como entre la ZEU y la ZSD ($\rho = 0.94$). También se pueden destacar las correlaciones altas ($0.5 < \rho < 0.9$) entre la Chl-*a* y la MIP (0.6) y la Kd490 y la MIP (0.6).

Los coeficientes de correlación robusta e inversa ($\rho < -0.9$), se presentaron entre la ZSD y la Kd490 ($\rho = -1$), la ZSD con la Chl-*a* ($\rho = -1$), la ZEU con la Chl-*a* (-0.94), y la ZEU con la Kd490 (-0.94). Las correlaciones altas e inversas ($-0.5 > \rho > -0.9$) se presentaron entre la ZSD con la MIP (-0.6), la ZEU y la MIP (-0.6), la Chl-*a* y el nivel hídrico Pitillal (-0.51), y el Kd490 nivel hídrico Pitillal (-0.51). El resto de las correlaciones fueron más débiles (Fig. 5).

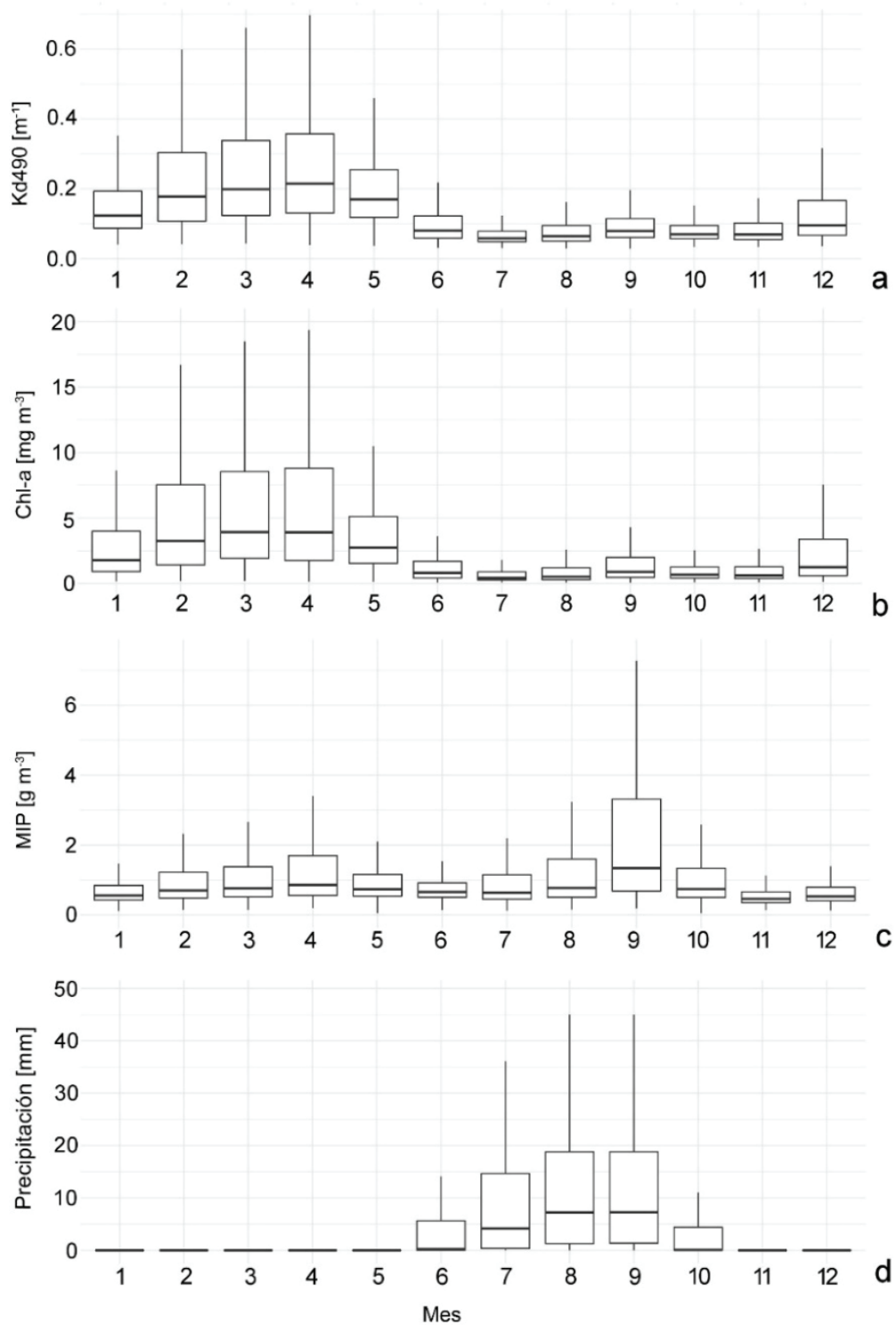


Figura 3. Variabilidad mensual promedio de: a) coeficiente de atenuación (Kd_{490} [m^{-1}]), b) concentración de clorofila-a ($Chl-a$ [$mg\ m^{-3}$]), c) concentración de la materia inorgánica particulada (MIP [$g\ m^{-3}$]), d) precipitación [mm], en Bahía de Banderas del 2003 al 2020 (cuartiles entre 25% y 75% de los datos).

El número óptimo de clústeres obtenido por el valor de Silhouette fue de 2, y el análisis de conglomerados realizado sobre la ZEU mostró que Bahía de Banderas se divide en dos áreas: la primera fue representada por píxeles cercanos a la costa norte y la segunda por píxeles pertenecientes a la costa sur (Fig. 6).

Los diagramas de dispersión indican que la ZEU en Bahía de Banderas disminuye cuando hay mayor concentración de Chl-*a* y cuando hay presencia de MIP. Este último factor mantiene relación positiva con el aumento en el nivel hídrico del río Ameca localizado en el área norte (Fig. 7); sin embargo, al alejarse del área de la desembocadura (área sur), se pierde la correlación entre el nivel hídrico de los ríos Ameca y Pitillal con la concentración de MIP (Fig. 8). Durante la temporada de secas, las corrientes geostróficas en el interior de la bahía ocurren en dirección sur (velocidad 5.8 ± 2 cm/s), y se observa una distribución homogénea y más somera de la ZEU (Fig. 9A), mientras que durante la temporada de lluvias las corrientes geostróficas tienen dirección norte y noreste (velocidad 6.3 ± 3.6 cm/s), quedando la costa sur con una ZEU más profunda (40 a 50 m) que contrasta con la costas norte y noreste donde es más somera (10 a 20 m) (Fig. 9B).

DISCUSIÓN

En Bahía de Banderas, González-Luna *et al.* (2019) reportan que la mayor turbidez (ocasionada por detritos suspendidos) se presenta durante la temporada de lluvias, principalmente en los meses de julio a septiembre, y se deriva de la pluma generada por los terrígenos acarreados por la corriente fluvial hacia la bahía. Por el contrario, en este estudio se observa que el pico de mayor turbidez y menor espesor de la ZEU se presenta en el mes de abril, mientras que la ZEU se hace más profunda a inicio de la temporada de lluvias (junio a agosto; Fig. 2). Esta diferencia puede deberse a que el Kd490 registra la atenuación de la luz por materia inorgánica particulada en la superficie y por pigmentos como la clorofila-*a*, lo cual sugiere que tanto aportes de ríos como florecimientos algales tienen una acción directa sobre la profundidad de la ZEU.

Por otra parte, los máximos de clorofila-*a* ocurren durante los meses de diciembre a mayo, lo cual coincide con la presencia de florecimientos algales en la zona, cuyos valores máximos se han registrado en los meses de invierno-primavera de la región (Gómez-Villarreal *et al.*, 2008). Estos eventos se han atribuido a la acción de surgencias (Fiedler, 1992), que hacen emerger nutrientes del fondo marino propiciando la proliferación del fitoplancton a lo largo de la zona costera, así como su transporte al interior de la bahía desde costas contiguas (Zamudio *et al.*, 2002; Lavín *et al.*, 2006).

Considerando que en Bahía de Banderas los picos de turbidez registrados por el sensor satelital son mayores en época de secas, y que existe una correlación positiva con la concentración de clorofila-*a* durante estos meses, es posible que la presencia de fitoplancton impida la penetración de la luz solar hacia la columna de agua en mayor magnitud que las plumas de los ríos, a pesar del aumento del caudal y su consecuente pluma en época de lluvias.

Por otra parte, los diagramas de dispersión agruparon a dos zonas en Bahía de Banderas (Fig. 6). Un área definida por la costa norte, en donde la variabilidad de la ZEU y Kd490 se asocia con la MIP, la precipitación, el nivel hídrico de los ríos y la Chl-*a* (Fig. 7). La segunda área se agrupó al sur, en donde la turbidez del agua se relaciona solamente con la Chl-*a* (Fig. 8). Esta división entre las áreas norte y sur de la bahía también fue señalada por Cortés-Lara *et al.* (2004), quienes realizaron muestreos con disco de Secchi e identificaron el área norte como una costa con baja transparencia del agua, y el área sur con mayor transparencia, lo que coincide con el presente trabajo.

Los patrones de las CSG durante la época de lluvia (Fig. 9B) que van de sur a norte concuerdan con lo indicado por González-Luna *et al.* (2019) y este movimiento propicia la concentración de MIP en las costas norte y este, especialmente en época de lluvias (Cortés-Lara *et al.*, 2004). Por otra parte, las CSG que ocurren en temporada de secas, sugieren que las CSG contribuyen a dispersar la concentración de Chl-*a* en toda la bahía, lo cual podría explicar que la mayor parte de la bahía presenta valores someros de la ZEU (Fig. 9A).

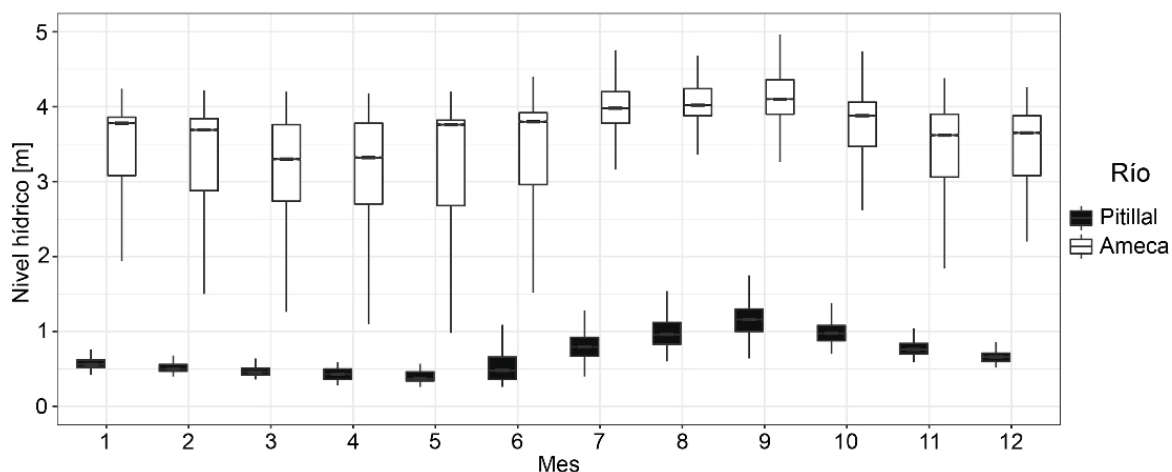


Figura 4. Variabilidad en el nivel hídrico del río Pitillal y del río Ameca (m), del 2003 al 2020 (cuartiles entre 25% y 75% de los datos).

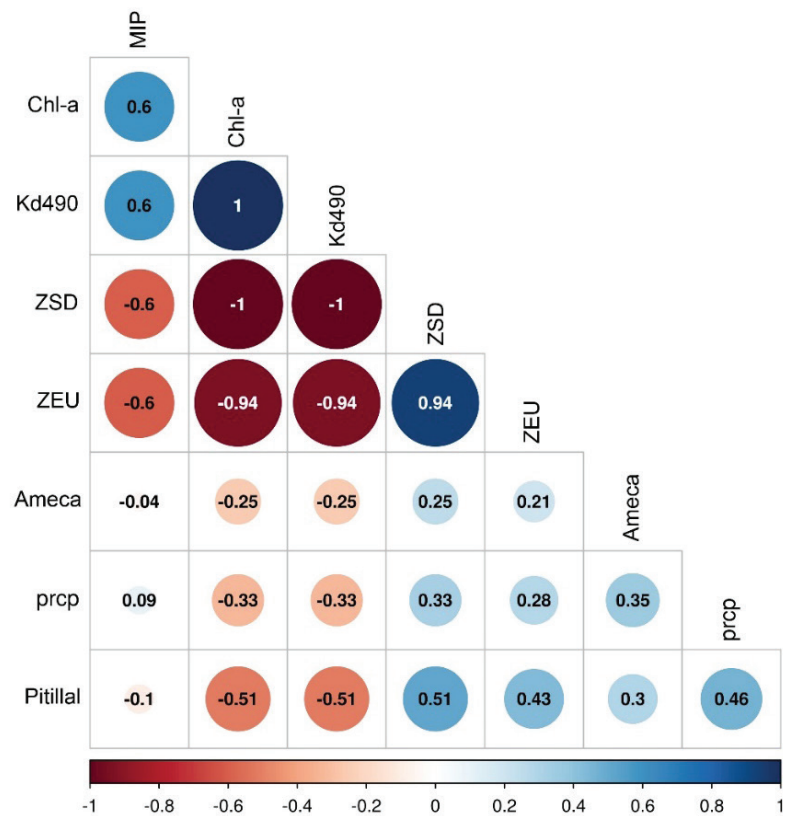


Figura 5. Correlación entre las variables concentración de la materia inorgánica particulada (MIP), clorofila-a (Chl-a), coeficiente de atenuación difusa (Kd490), profundidad de disco de Secchi (ZSD), zona eufótica (ZEU), nivel hídrico del río Ameca, precipitación diaria (prcp) y nivel hídrico del río Pitillal.

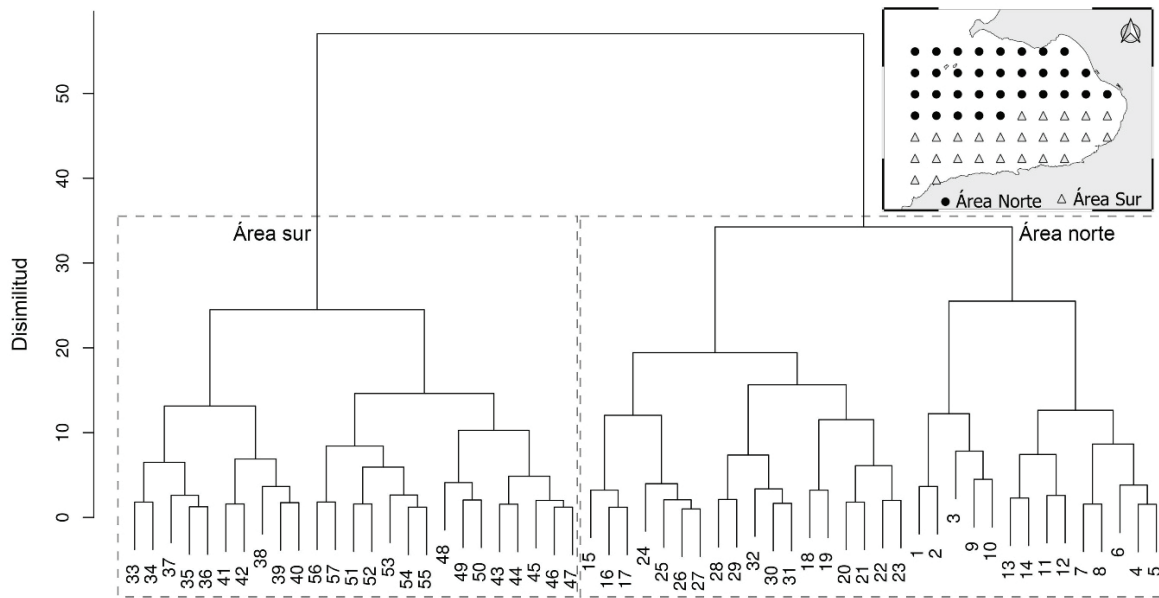


Figura 6. Análisis de conglomerados realizado sobre la ZEU. Los píxeles de Bahía de Banderas se agruparon en una zona representada por píxeles cercanos a la costa norte y una segunda zona por píxeles pertenecientes a la costa sur.

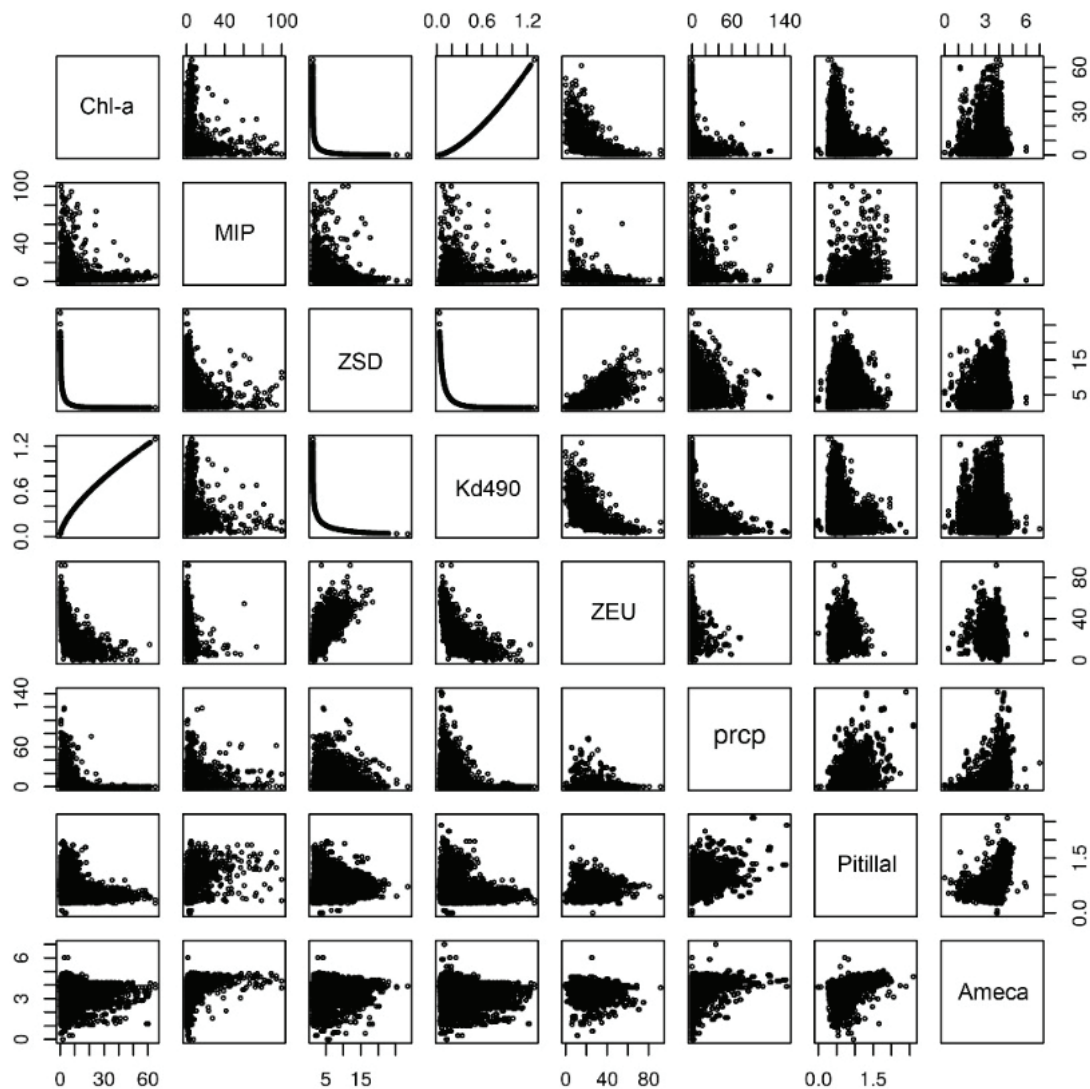


Figura 7. Diagrama de dispersión entre las variables ambientales en el área norte de Bahía de Banderas. Concentración de clorofila-*a* (Chl-*a*), materia inorgánica particulada (MIP), profundidad del disco de Secchi (ZSD), coeficiente de atenuación difusa (Kd490), zona eufótica (ZEU), precipitación diaria (prcp), nivel hídrico del río Pitillal y nivel hídrico del río Ameca.

Aunque los datos no permitieron estimar la zona mesofótica, se puede inferir que esta zona es más profunda en la parte sur de la bahía debido a que la luz penetra a profundidades mayores en esta área, mientras que en el norte de la bahía es somera, debido a la presencia de la MIP y la Chl-*a*. Por lo tanto, se sugiere realizar estudios *in situ* para determinar la profundidad de la zona mesofótica en Bahía de Banderas.

La percepción remota es una herramienta útil y de bajo costo para el estudio a largo plazo de regiones marinas, como es el caso de Bahía de Banderas. Sin embargo, se debe considerar que al ser un medio de detección *ex situ* tiene algunas limitantes, ya que los datos que registra pueden variar por efecto de factores como la humedad atmosférica, la posición del sol y el albedo, así como a la adecuación de los algoritmos a las condiciones específicas de una región (Kirk, 2011). Cervan-

tes-Duarte *et al.* (1993) consideran que una región con baja cobertura de nubes y con atmósfera seca la mayor parte del año es adecuada para llevar a cabo estudios con sensores remotos. Se observó que en Bahía de Banderas se obtuvieron imágenes con limitaciones en la calidad, por factores atmosféricos; no obstante, la periodicidad de las imágenes de satélite permite generar datos de aproximadamente 20 años.

Asimismo, una desventaja de los algoritmos que los satélites emplean para su determinación es que pueden mostrar resultados distintos dependiendo de las condiciones de penetración de luz específicas de un sitio. Lee *et al.* (2007) determinaron que para aguas tipo I (mar abierto), el cálculo de la ZEU satelital se estima mejor cuando la profundidad fotosintéticamente activa (PAR) al 1% medida *in situ* se establece a profundidades mayores a los 30 m, pero sobreestima

aquellas zonas con aguas turbias (aguas tipo 2), en donde la profundidad registrada para el PAR al 1% es menor a 30 m. Esto impone una limitante con respecto a la precisión de los valores de la ZEU en aguas costeras (catalogadas como tipo 2). No obstante, la información obtenida por medio de productos satelitales es valiosa en lugares donde no se han realizado estudios a largo plazo de la ZEU, como es el caso de Bahía de Banderas, al constituir una aproximación a las tendencias y patrones espaciotemporales de las condiciones de luz al interior de estos cuerpos de agua. Si a futuro se desea tener una mayor precisión en el registro de la ZEU satelital en Bahía de Banderas, se sugiere complementar los datos *ex situ* con datos *in situ* del PAR en perfiles verticales para ajustar el algoritmo de determinación de la ZEU.

En conclusión, los datos satelitales indican que la ZEU en Bahía de Banderas se ve afectada en mayor medida por la presencia de fito-

plancton, y la ZEU más profunda se presenta en los meses de lluvia. Adicionalmente, los datos indican que hay una división entre el área norte y sur de la bahía con respecto a la profundidad de la ZEU. En el área norte hay presencia de MIP durante la época de lluvias, lo cual corresponde con que en esta zona se encuentran las desembocaduras de los ríos Pitillal y Ameca. Este trabajo marca el precedente del uso de productos satelitales para el estudio a escala local de la ZEU y las variables que contribuyen a la turbidez del agua. Los productos satelitales como la ZEU abren la posibilidad de realizar estudios y monitoreos continuos a largo plazo; no obstante, datos *in situ* podrían mejorar sustancialmente los resultados aquí presentados, permitiendo entender mejor la dinámica de la ZEU, y así contribuir con estudios de la zona mesofótica y de las comunidades bentónicas que aquí se encuentran, particularmente los arrecifes mesofóticos.

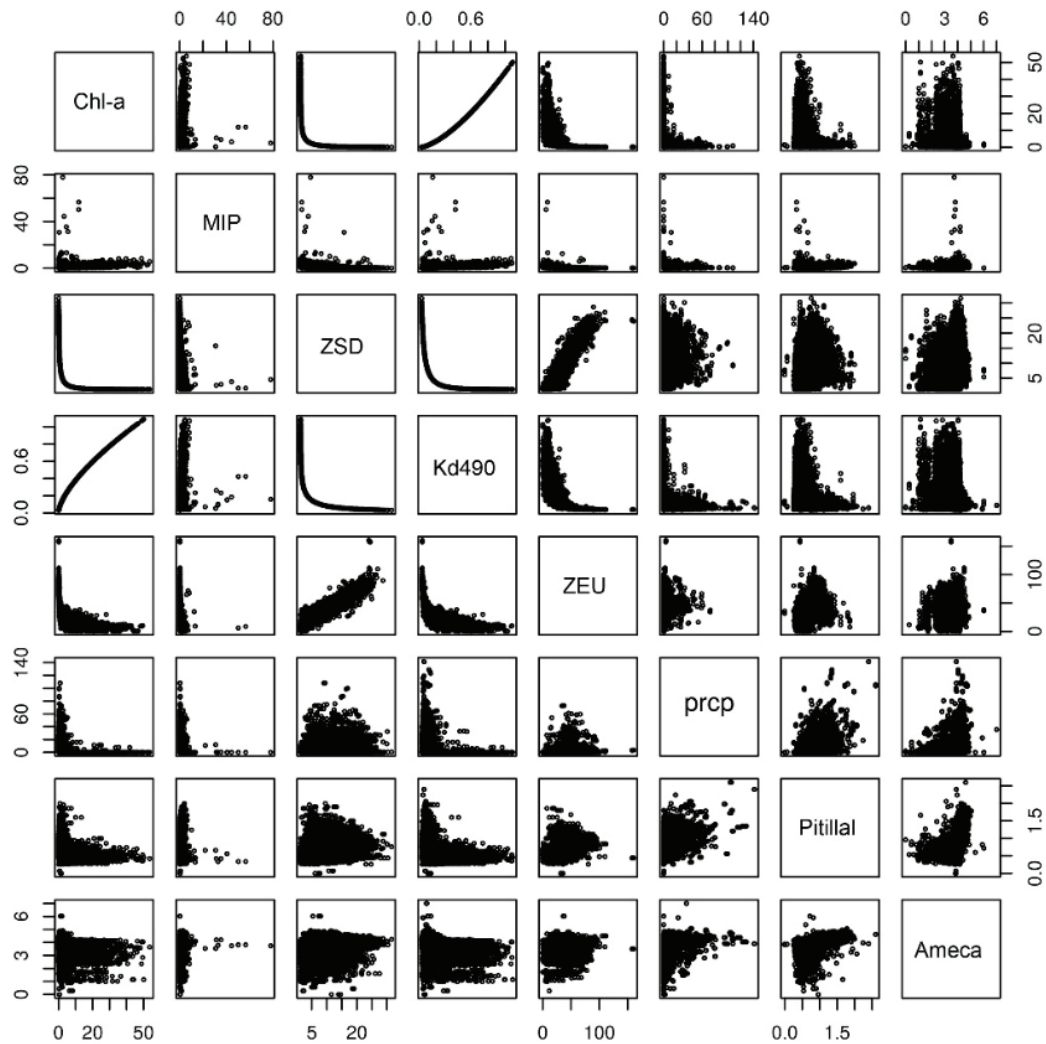


Figura 8. Diagrama de dispersión entre las variables ambientales en el área sur de Bahía de Banderas. Concentración de clorofila-a (Chl-a), materia inorgánica particulada (MIP), profundidad del disco de Secchi (ZSD), coeficiente de atenuación difusa (Kd490), zona eufótica (ZEU), precipitación diaria (prcp), nivel hídrico del río Pitillal y nivel hídrico del río Ameca.

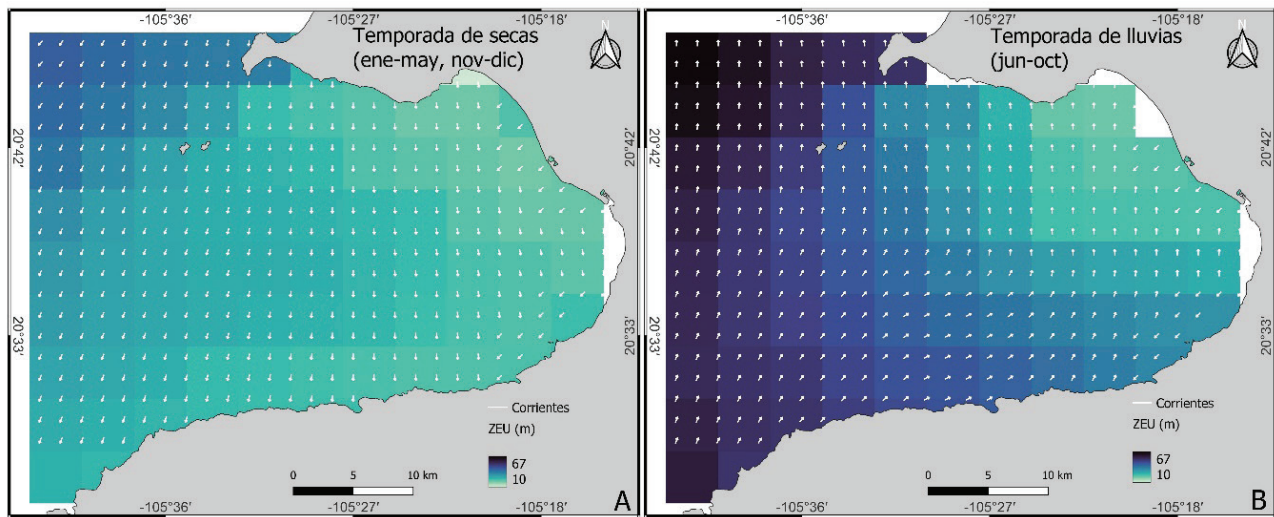


Figura 9. Mapa de la distribución espacial de la Zona eufótica (ZEU) en Bahía de Banderas: A) Temporada de secas y B) Temporada de lluvias. Las líneas blancas indican la dirección de las corrientes geostroficadas principales.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se enmarca en el proyecto *Objetando la Hipótesis del Refugio Profundo y sus implicaciones ante el cambio climático* (CONACYT-CF2019-39210). A Brenda Hermosillo Núñez y Omar Valencia Méndez por sus valiosos comentarios para mejorar el escrito, así como a los revisores anónimos.

REFERENCIAS

- BECKER, R. A., J. M. CHAMBERS & A. R. WILKS. 1988. *The new S language*. Wadsworth & Brooks/Cole. 702 pp. DOI: 10.1201/9781351074988
- BEHRENFELD, M. J. & P. G. FALKOWSKI. 1997. A consumer's guide to phytoplankton primary productivity models. *Limnology and Oceanography* 42(7): 1479-1491.
- BEST, D. J. & D. E. ROBERTS. 1975. Algorithm AS 89: The upper tail probabilities of Spearman's ρ . *Applied Statistics* 24: 377-379. DOI: 10.2307/2347111
- BORG, I. & P. J. F. GROENEN. 2005. *Modern multidimensional scaling: Theory and applications*. 2nd ed. Springer Series in Statistics, Springer New York. 614 p.
- CANDELA, A., K. EDELSON, M. M. GIERACH, D. R. THOMPSON, G. WOODWARD & D. WETTERGREEN. 2021. Using remote sensing and *in situ* measurements for efficient mapping and optimal sampling of coral reefs. *Frontiers in Marine Science* 8(689489): 1-17. DOI: 10.3389/fmars.2021.689489
- CARRIQUIRY, J. D. & H. REYES-BONILLA. 1997. Estructura de la comunidad y distribución geográfica de los arrecifes coralinos de Nayarit, Pacífico de México. *Ciencias Marinas* 23(2): 227-248.
- CERDEIRA-ESTRADA, S. & G. LÓPEZ-SALDAÑA. 2011. A novel satellite-based ocean monitoring system for Mexico. *Ciencias Marinas* 37(2): 237-247. DOI: 10.7773/cm.v37i2.1921
- CERVANTES-DUARTE, R., G. GAXIOLA-CASTRO & J. E. VALDEZ-HOLGUÍN. 1993. Relationship between surface chlorophyll and chlorophyll in the euphotic zone of the Gulf of California: possible application to estimate primary production with data obtained by remote sensors. *Ciencias Marinas* 19(4): 473-490. DOI: <https://doi.org/10.7773/cm.v19i4.943>
- CHAMBERS, J. M., A. E. FREENY & R. M. HEIBERGER. 1992. Analysis of variance; designed experiments. In: Chambers, J. M. & T. J. Hastie (Eds.). *Statistical models in S*. Wadsworth & Brooks/Cole, pp. 49.
- CONAGUA (COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA). 2022. *Niveles hidrométricos de estaciones hidrométricas. Banco nacional de datos de aguas superficiales: Comisión Nacional del Agua*. México.
- Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J., Wichmann, V., & J. Böhner, J. 2015. System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4, Geoscientific Model Development 8, 1991-2007, DOI:10.5194/gmd-8-1991-2015
- CORTÉS-LARA, M. C., R. CORTÉS-ALTAMIRANO & A. P. SIERRA-BELTRÁN. 2004. Presencia de *Cochlodinium catenatum* (Gymnodiniales: Gymnodiniaceae) en mareas rojas de Bahía de Banderas, Pacífico mexicano. *Revista de Biología Tropical* 52 (suplemento 1): 35-49.
- CUPUL-MAGAÑA, F. G. 1998. ¿Quién es la Bahía de Banderas? *Divulgare* 21: 48-52.
- DOF (DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN). 2013. *ACUERDO por el que se actualiza la disponibilidad media anual de las aguas superficiales en las cuencas hidrológicas Ixtapa, Pitillal, Cuale, San Blas, Huicicila y Tecomala, mismas que forman parte de la Región Hidrológica*

- número 13 Río Huicicila. México, julio 12. También disponible en la página web: <https://www.dof.gob.mx/>
- DOF (DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACIÓN). 2018. *ACUERDO por el que se dan a conocer los resultados del estudio técnico de las aguas nacionales superficiales en las cuencas hidrológicas Salado, Cocula, Ahuacatlán, Atenguillo, Ameca Pijinto, Ameca Ixtapa A, Talpa, Mascota y Ameca Ixtapa B, de la Región Hidrológica número 14 Río Ameca*. México, febrero 12. También disponible en la página web: <https://www.dof.gob.mx/>
- FIEDLER, P. C. 1992. Seasonal climatologies and variability of eastern tropical Pacific surface waters. *NOAA Technical Reports* 109: 1-65.
- GLYNN, P. W. 1996. Coral reef bleaching: facts, hypotheses and implications. *Global Change Biology* 2: 495-509. DOI: 10.1111/j.1365-2486.1996.tb00063.x
- GOHIN, F. 2011. Annual cycles of chlorophyll-a, non-algal suspended particulate matter, and turbidity observed from space and in-situ in coastal waters. *Ocean Science* 7: 705-732. DOI: 10.5194/os-7-705-2011
- GOHIN, F., J. N. DRUON & L. LAMPERT. 2002. A five channel chlorophyll concentration algorithm applied to SeaWiFS data processed by SeaDAS in coastal waters. *International Journal of Remote Sensing* 23(8): 1639-1661.
- GÓMEZ-VILLARREAL, M. C., M. D. MARTÍNEZ-GAXIOLA & J. L. PEÑA-MANJARREZ. 2008. Proliferaciones algales 2000-2001 en Bahía de Banderas, México según el sensor SeaWiFS. *Revista de Biología Tropical* 56(4): 1653-1664.
- GONZÁLEZ-LUNA, C., A. FILONOV, O. MIRELES & I. TERESHCHENKO. 2019. Análisis espectral y dispersión superficial de detritos suspendidos en la Bahía de Banderas mediante imágenes de satélite. *Revista Cartográfica* 98: 223-237. DOI:10.35424/rcarto.i98.148
- HAMIDI, S. A., H. HOSSEINY, N. EKHTARI & B. KHAZAEI. 2017. Using MODIS remote sensing data for mapping the spatio-temporal variability of water quality and river turbid plume. *Journal of Coastal Conservation* 21: 939-950. DOI: 10.1007/s11852-017-0564-y
- HARRELL, F. E. JR. 2022. Hmisc: Harrell miscellaneous. R package version 4.7-1.
- HJUMANS, R. 2022. Raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R package version 1.6-17.
- HINDERSTEIN, L. M., J. C. A. MARR, F. A. MARTINEZ, M. J. DOWGIALLO, K. A. PUGLISE, R. L. PYLE, D. G. ZAWADA & R. APPELDOORN. 2010. Theme section on "Mesophotic coral ecosystems: Characterization, ecology, and management". *Coral Reefs* 29(2): 247-251. DOI: 10.1007/s00338-010-0614-5
- Hu, C., Z. Lee & B. Franz. 2012. Chlorophyll a algorithms for oligotrophic oceans: A novel approach based on three-band reflectance difference. *Journal of Geophysical Research* 117: C01011. DOI: 10.1029/2011jc007395
- IIEG (INSTITUTO DE INFORMACIÓN ESTADÍSTICA Y GEOGRÁFICA DE JALISCO). 2021. *Área Metropolitana Interestatal de Puerto Vallarta-Bahía de Banderas*. Gobierno del Estado de Jalisco, México. 37 p.
- KIRK, J. T. O. 2011. *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. Third edition. Cambridge University Press, United Kingdom. 649 p.
- LALLI, C. M. & T. R. PARSONS. 1997. The abiotic environment. In: Lalli, C. M. & T. R. Parsons (Eds.). *Biological Oceanography: An Introduction*. 2nd ed. Butterworth-Heinemann, pp. 16-38. DOI: 10.1016/B978-075063384-0/50058-X
- LAVÍN, M. F., E. BEIER, J. GÓMEZ-VALDÉS, V. M. GODÍNEZ & J. GARCÍA. 2006. On the summer poleward coastal current off SW México. *Geophysical Research Letters* 33: L02601. DOI: 10.1029/2005GL024686
- LEE, Z. P. 2005. A model for the diffuse attenuation coefficient of downwelling irradiance. *Journal of Geophysical Research* 110: C02016. DOI: 10.1029/2004jc002275
- LEE, Z. P., A. WEIDEMANN, J. KINDLE, R. ARNONE, K. L. CARDER & C. DAVIS. 2007. Euphotic zone depth: Its derivation and implication to ocean-color remote sensing. *Journal of Geophysical Research* 112: C03009. DOI: 10.1029/2006JC003802
- LONIN, S. 1997. Cálculo de la transparencia del agua en la Bahía de Cartagena. *Boletín Científico CIOH* 18:85-92.
- MCQUITTY, L. L. 1966. Similarity analysis by reciprocal pairs for discrete and continuous data. *Educational and Psychological Measurement* 26: 825-831. DOI: 10.1177/001316446602600402
- OUELLETTE, W. & W. GETINET. 2016. Remote sensing for marine spatial planning and integrated coastal areas management: Achievements, challenges, opportunities and future prospects. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 4: 138-157. DOI: 10.1016/j.rsase.2016.07.003
- PARKINSON, C. L. 2003. Aqua: An earth-observing satellite mission to examine water and other climate variables. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 41 (2): 173-183. DOI: 10.1109/TGRS.2002.808319
- R CORE TEAM. 2022. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Available online at: <https://www.R-project.org/>
- REVELLE, W. 2022. Psych: Procedures for psychological, psychometric, and personality research. Northwestern University, Evanston, Illinois. R package version 2.2.9.
- RODRÍGUEZ-ESCOBAR, F. E. & L. E. CALDERÓN-AGUILERA. 2021. Mesophotic reefs of the Mexican Pacific: a ray of hope for benthic macroinvertebrates? *Reef Encounter* 36(1): 45-49.
- ROUSSELUW, P. J. 1987. Silhouettes: a graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. *Computational and Applied Mathematics* 20: 53-65. DOI: 10.1016/0377-0427(87)90125-7
- RYDING, S. O. & W. RAST. 1989. *Control of eutrophication of lakes and reservoirs*. United Kingdom, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), Programme on Man and the Biosphere (MAB), v. I, Parthenon Press, 314 p.
- SINA (SISTEMA NACIONAL DE INFORMACIÓN DEL AGUA). 2022. Características de las regiones hidrológicas. Servicio WS de la Comisión Nacional del Agua. También disponible en la página web: <http://sina.conagua.gob.mx/sina/>

- WEI, T. & V. SIMKO. 2021. R package 'corrplot': Visualization of a correlation matrix. (Version 0.92).
- WRIGHT, J. & A. COLLING. 1995. Light and sound in seawater. *In*: Wright, J. & A. Colling (eds.). *Seawater: its composition, properties and behaviour*. 2nd ed. Pergamon, pp. 61-84. DOI: 10.1016/B978-0-08-042518-4.50010-4
- WU, M., W. ZHANG & X. WANG. 2009. Application of MODIS satellite data in monitoring water quality parameters of Chaohu Lake in China. *Environmental Monitoring and Assessment* 148: 255-264. DOI: 10.1007/s10661-008-0156-2
- XI, H., S. N. LOSA, A. MANGIN, P. GARNESON, M. BRETAGNON, J. DEMARIA, M. A. SOPPA, O. HEMBISE FANTON D ANDON & A. BRACHER. 2021. Global chlorophyll a concentrations of phytoplankton functional types with detailed uncertainty assessment using multi-sensor ocean color and sea surface temperature satellite products. *Journal of Geophysical Research: Oceans* 126: e2020JC017127. DOI: 10.1029/2020JC017127
- ZAMUDIO, L., H. E. HURLBURT, E. J. METZGER & O. M. SMEDSTAD. 2002. On the evolution of coastal trapped waves generated by hurricane Juliette along the Mexican West Coast. *Geophysical Research Letters* 29 (23): 2141. DOI: 10.1029/2002GL014769

Presencia de formas parasitarias de importancia zoonótica en arena de playas que inciden en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano

Presence of parasitic forms of zoonotic importance in beach sand that affect the Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano

Magnolia Grisel Salcedo-Garduño¹, Christian Reyes-Velázquez¹, Itzel Galaviz-Villa^{1*}, María del Refugio Castañeda-Chávez¹, Fabiola Lango-Reynoso¹, Claudia Araceli Dávila Camacho¹

Recibido: 31 de octubre de 2022.

Aceptado: 21 de junio de 2023.

Publicado: agosto de 2023.

RESUMEN

Antecedentes. La zona costera de Veracruz cuenta con un amplio litoral en donde se realizan diferentes actividades turísticas (uso de playas), económicas (urbano-portuario, comercial y gastronómico), sociales, culturales y deportivas. En México, la única norma que hace referencia a la calidad de playas es la NMX-AA-120-SCFI-2016, en la cual se determina la ausencia de materia fecal como indicador de su calidad sanitaria; sin embargo, el inadecuado manejo de la materia fecal canina en playas recreativas compromete la salud pública y contribuye al deterioro de la calidad del agua y arena. **Objetivo.** Evaluar la presencia de formas parasitarias de importancia zoonótica en arena de playas de la zona conurbada Veracruz-Boca del Río que inciden en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. **Métodos.** Se tomaron en total 100 muestras de arena de playa y 19 muestras de materia fecal en el período comprendido de junio a octubre de 2021. Los análisis se realizaron en el Instituto Tecnológico de Boca del Río/Laboratorio de Investigación de Recursos Acuáticos, por la técnica de flotación de Willis y sedimentación en copa. Se identificó y cuantificó la presencia de helmintos como bioindicadores de contaminación por materia fecal. **Resultados.** 28 % de las muestras fueron positivas a formas parasitarias con una recuperación de 112 formas parasitarias, de las cuales el 67.74 % corresponden a parásitos del género *Strongyloides* sp. y anquilostomídeos. El 32.35 % corresponde a parásitos no patógenos para el hombre. De las muestras de materia fecal recolectadas solo 42.1 % mostraron positividad a formas parasitarias mencionadas anteriormente. **Conclusiones.** La presencia de formas parasitarias patógenas en las muestras de arena es un indicio de contaminación fecal que pone en riesgo la calidad sanitaria y ambiental de las playas arenosas de la zona conurbada Veracruz-Boca del Río y del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano.

Palabras clave: calidad de playas, contaminación ambiental, geohelmintos.

ABSTRACT

Background. The Veracruz coastal zone in Mexico has a vast coastline where different tourist (use of beaches), economic (urban-port, commercial, and gastronomic), social, cultural, and sports activities are carried out. In Mexico, the only regulation that refers to the quality of beaches is NMX-AA-120-SCFI-2016, in which the absence of fecal matter is determined as an indicator of its sanitary quality. However, the inadequate management of fecal material in recreational beaches compromises public health and contributes to water and sand quality deterioration. **Objective.** To evaluate the presence of parasitic forms of zoonotic importance in the sand of the beaches of the Veracruz-Boca del Río metropolitan area that affect the Veracruz Reef System National Park. **Methods.** A total of 100 samples of beach sand and 19 samples of fecal matter were taken in the period from June to October 2021. The analyzes were carried out at the Boca del Río Technological Institute/Aquatic Resources Research Laboratory by the Willis flotation technique and cup sedimentation. The presence of helminths was identified and quantified as bioindicators of fecal matter contamination. **Results.** Of the sand samples, 28 %

¹ División de Estudios de Posgrado e Investigación, Tecnológico Nacional de México, Instituto Tecnológico de Boca del Río. Kilómetro 12 Carretera Veracruz-Córdoba, Boca del Río, Veracruz, 94290. México.

***Corresponding author:**

Itzel Galaviz-Villa: e-mail: itzelgalaviz@bdelrio.tecnm.mx

To quote as:

Salcedo-Garduño, M. G., C. Reyes-Velázquez, I. Galaviz-Villa, M. del R. Castañeda-Chávez, F. Lango-Reynoso, & C. A. Dávila Camacho. 2023. Presencia de formas parasitarias de importancia zoonótica en arena de playas que inciden en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. *Hidrobiológica* 33 (2): 223-230.

DOI:10.24275/HI007870

were positive for parasitic forms with a recovery of 112 parasitic forms, of which 67.85 % correspond to parasites of the genus *Strongyloides* sp. and Hookworms. 32.35 % corresponds to non-pathogenic parasites for humans. Of the fecal matter samples collected, only 42.1 % showed positivity to the parasitized forms mentioned above. **Conclusions.** The presence of parasitic pathogenic forms in the sand samples indicates fecal contamination, which compromises the sanitary and environmental quality of the beach sand of the Veracruz-Boca del Río metropolitan area and the Veracruz Reef System National Park.

Keywords: beach quality, environmental pollution, geohelminths.

INTRODUCCIÓN

La zona costera veracruzana en México cuenta con un amplio litoral en donde se realizan diferentes actividades turísticas (uso de playas), económicas (urbano-portuario, comercial y gastronómico), sociales, culturales y deportivas (Gallegos, 2008). Además, las zonas costeras son consideradas centros de recreación turística con gran cantidad de biomasa microscópica de diferentes especies en agua y sedimentos (Manjarrez *et al.*, 2019). La zona conurbada Veracruz-Boca del Río se distingue por encontrarse en constante desarrollo económico, ligado al turismo y la industria; en estos municipios existe una evidente interacción entre los ecosistemas y el desarrollo económico. Veracruz cuenta con el puerto industrial más importante del Golfo de México y presenta un gran desarrollo urbano, mientras que Boca del Río se caracteriza por el desarrollo de actividades comerciales favoreciendo las necesidades del sector turístico (Pérez-Ruiz, 2012).

Existen diversos agentes patógenos infecciosos presentes en la arena de las playas que pueden provocar enfermedades al huésped. Por casi dos décadas, los estudios sobre parásitos en arenas de playas han sido considerados como temas de calidad sanitaria de importancia para enfrentar los problemas de salud pública y contaminación ambiental, específicamente en regiones tropicales y subtropicales, siendo Brasil el país que cuenta con más publicaciones al respecto (Manjarrez *et al.*, 2019).

Los cambios acelerados en el estilo de vida de los seres humanos traen niveles importantes de estrés en los individuos, que puede ocasionar problemas de salud, afectando la calidad de vida (Suárez *et al.*, 2014; Obando *et al.*, 2017). En este sentido, existe evidencia de la influencia positiva de la interacción humano-animal, y sus potenciales beneficios en la salud psicológica y fisiológica del ser humano (Wood *et al.*, 2005; Díaz & Olarte, 2016). Por tanto, es común observar a los animales domésticos (caninos) en compañía de sus dueños durante paseos o rutinas de ejercicio en espacios públicos, en la naturaleza (Díaz & Olarte, 2016) y/o en centros de recreación turística, como las playas. Sin embargo, debido a la falta de recomendaciones sanitarias o buenas prácticas de higiene durante el paseo de los animales domésticos en las playas, se ha reportado descuido e indiferencia de los cuidadores al momento de la recolección de la materia fecal (Vélez-Hernández *et al.*, 2014). Esta actividad, deteriora la calidad ambiental y sanitaria de las playas e incrementa el riesgo y la probabilidad de infección humano-parásito (Manjarrez *et al.*, 2019; Párraga *et al.*, 2022).

Los helmintos, comúnmente conocidos como parásitos, reportados frecuentemente en suelos del trópico y subtrópico son: *Toxocara*

canis Werner, 1782, *Ancylostoma* sp. (anquilostomídeos) (Morales *et al.*, 2016; Medina-Pinto *et al.*, 2018) y *Strongyloides* sp. (Rocha *et al.*, 2011; Guerrero-De Abreu *et al.*, 2020). Estos afectan principalmente a niños y personas inmunosuprimidas (Morales *et al.*, 2016); producen infecciones de sintomatología variada como respuesta inmunológica de la adaptación entre el huésped y el hospedero. Por ejemplo, la toxocariasis origina urticaria crónica, nódulos cutáneos, prurito y diversas formas de eczema (Hernández *et al.*, 2018); por su parte, la uncinariasis (larva *migrans* cutánea) se manifiesta en forma de dermatosis, pápula eritematosa pruriginosa, ampollas en los pies, glúteos y los muslos (Plascencia *et al.*, 2013; Armendáriz, 2014; Hernández *et al.*, 2018).

La contaminación del suelo por materia fecal canina suele ser un problema importante de salud pública; sin embargo, es un tema que no ha sido estudiado ampliamente a pesar de incidir a nivel mundial (Rocha *et al.*, 2011).

La presencia de parásitos de importancia zoonótica para la salud pública en playas es un área de oportunidad para la investigación científica porque permite correlacionar la presencia de estos parásitos con la calidad sanitaria de las playas e identificar el riesgo que constituyen para los usuarios (Manjarrez *et al.*, 2019). Actualmente, las autoridades sanitarias estatales y federales realizan el muestreo y análisis del agua considerando sólo bacterias. Por tanto, el presente estudio tiene como objetivo evaluar la presencia de formas parasitarias de importancia zoonótica en playas arenosas de la zona conurbada Veracruz-Boca del Río, que inciden en el Sistema Arrecifal Veracruzano y caracterizar los sitios de estudio con base a las actividades antrópicas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: Se seleccionaron seis playas en la zona conurbada Veracruz-Boca del Río, localizadas en la región sotavento de Veracruz entre los paralelos 19°03' y 96°16' de latitud Norte y los meridianos 96°06' y 96°21' de longitud Oeste. En cada playa se asignó diferente número de sitios de muestreo (Tabla 1, Fig. 1) de acuerdo con su longitud y accesibilidad.

Los criterios de selección de playas fueron los diversos servicios ambientales (en zona seca y húmeda) que prestan a la población (MEA, 2005), tales como provisión (alimento), regulación (climática, erosión, biológica y protección contra desastres naturales), cultural (espiritual, recreación y educacional) y soporte (biodiversidad, formación de suelo y ciclos de nutrientes). Además, se consideró la afluencia de visitantes locales y turistas nacionales e internacionales, presencia de drenajes pluviales y descargas, afluencia de mascotas (caninos) y presencia de heces fecales.

Muestreo: Se realizó un total de cinco muestreos durante el periodo comprendido de junio a octubre de 2021, correspondientes a la temporada de lluvias (abril-agosto) y nortes (vientos arrachados predominantes de septiembre a marzo) reportadas por Farías (1991) para la zona costera. El muestreo se llevó a cabo entre las 6:00 am y 12:00 pm; se registró *in situ* la temperatura y el pH del suelo (medidor electrónico marca Oem). Además, se registraron en una bitácora la presencia de vertimientos de aguas pluviales y/o descargas, bañistas, mascotas (caninos), heces fecales, basura u otros.

Tabla 1. Localización de los sitios de muestreo en playas arenosas de la zona conurbada Veracruz-Boca del Río.

Clave del Sitio	Ubicación/ Playa	Longitud de playa (m)*	No. de sitios de muestreo	Coordenadas	
				Latitud (N)	Longitud (W)
PV-1	Villa del Mar	300	1	19.182377	-96.123676
PM-1	Martí	616	1	19.174026	-96.119789
PB-1	La Bamba	520	1	19.164361	-96.105069
PP-1	Pelicano	720	2	19.14813	-96.094457
PP-2				19.147828	-96.094786
PA-1	Los Arcos	1,070	3	19.122143	-96.105161
PA-2				19.125026	-96.105384
PA-3				19.12634	-96.105489
PS-1	Santa Ana	1,700	2	19.109509	-96.101464
PS-2				19.106571	-96.099839

*CONAGUA (2009)

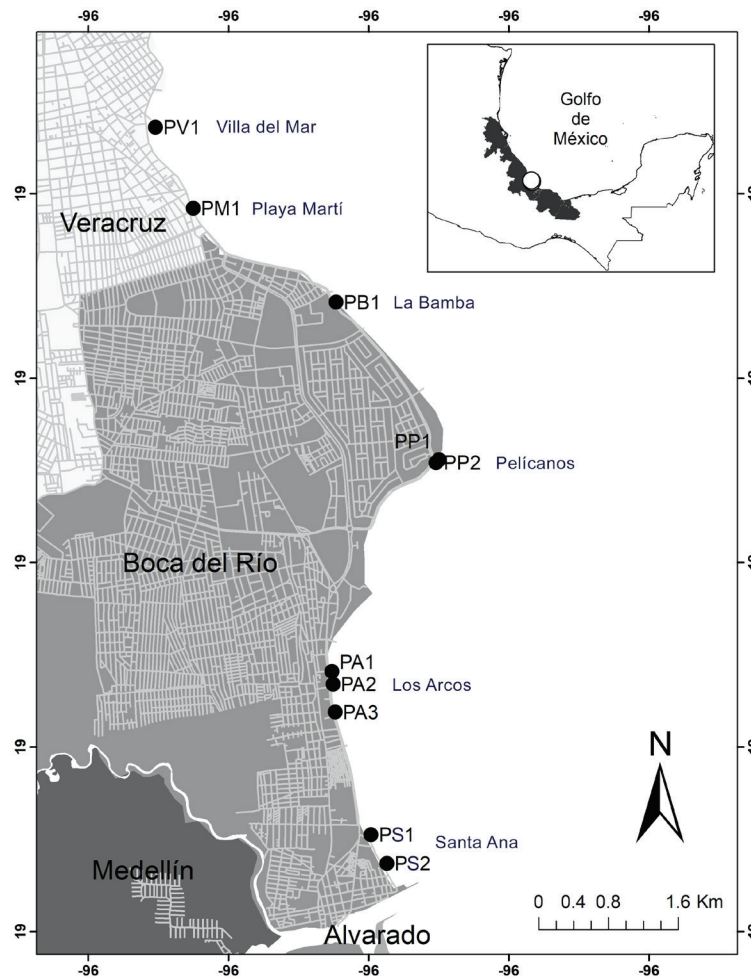


Figura 1. Sitios de muestreo de materia fecal canina y arena en playas de la zona conurbada Veracruz-Boca del Río.

En cada sitio se recolectaron dos muestras de 500 g de arena superficial en la zona seca y húmeda. De acuerdo con lo propuesto por Guerrero-De Abreu *et al.* (2015), la muestra húmeda se recolectó a la orilla del mar y la muestra seca aproximadamente a 14 m de la orilla. Se utilizó un cilindro de PVC de 10 cm de diámetro, el cual fue sumergido en la arena a 15 cm de profundidad, y con una pala de plástico se procedió a recolectar la muestra en una bolsa de polietileno de cierre hermético.

También fueron recolectadas muestras de material fecal canina, la cual fue identificada por su morfología, tamaño, color y consistencia. La recolecta se realizó en sitios cercanos a la toma de muestras de arena superficial en zonas secas, con la finalidad de comparar las formas parasitarias encontradas en ambos tipos de muestra (Pedroza *et al.*, 2017). Todas las muestras fueron transportadas en una hielera al laboratorio para ser analizadas en las primeras 72 h posteriores a su recolección. En total se recolectaron 20 muestras de arena por muestreo y 19 muestras de materia fecal (canina) durante el periodo de estudio.

Procesamiento y análisis de muestras: El análisis se llevó a cabo en el Laboratorio de Investigación y Recursos Acuáticos del Instituto Tecnológico de Boca del Río. Se pesaron 250 g de cada muestra, la cual se secó a 40 °C de 24 a 48 h en un horno marca Felisa para determinar el porcentaje de humedad. Posteriormente, fue tamizada a 250 micras de diámetro de poro para eliminar basura y partículas de mayor tamaño. Se emplearon 50 g para su análisis por el método de sedimentación espontánea en copa, usando la técnica de lavado con solución salina al 0.85 % (Guerrero-De Abreu *et al.*, 2014, 2015) y una solución detergente Tween 80 al 0.1 % para despegar los huevos y/o formas parasitarias de los granos de arena (Pérez-Sarasqueta & Raña-López, 2016).

Posteriormente, las muestras se dejaron sedimentar en copas cónicas y 24 h después se colocaron porciones de sedimento en cajas petri para ser observadas al microscopio óptico (4x, 10x y 20x) para identificar cualquier forma parasitaria. Se usaron 20 g de arena superficial para el desarrollo de la técnica de flotación de Willis y se colocaron en recipientes de boca ancha. Para el análisis de la materia fecal se usaron 2 g de muestra y se colocaron en un tubo de ensayo de 10 ml. En ambos casos, se agregó solución saturada de $MgSO_4$ (Cassenote *et al.*, 2011; Pérez-Sarasqueta & Raña-López, 2016) y Tween 80 al 0.1 % hasta alcanzar el volumen máximo del recipiente; se colocó un portaobjetos para recolectar las estructuras parasitarias presentes en la muestra y posteriormente, se colocó una gota de Yodo-Lugol, se cubrió con un cubreobjeto y se observó al microscopio (10x, 20x y 40x) la presencia de huevos de helmintos o alguna forma parasitaria.

Las estructuras parasitarias observadas en las muestras fueron fotografiadas y medidas con un micrómetro adaptado al ocular del microscopio óptico, esto para su posterior identificación con base en sus características morfológicas. La identificación del género se realizó a través de las características taxonómicas propuestas por Foreyt (2002) y Taylor *et al.* (2007) y confirmadas de acuerdo con González-Horna e Iglesias-Osores (2018) y Silva-Díaz (2018). Los datos fueron analizados según su procedencia (área de húmeda y seca), presencia-ausencia de estructuras parasitarias, género, mes y sitio de muestreo.

Análisis estadístico: Se empleó estadística descriptiva para el análisis de los parámetros fisicoquímicos registrados durante el periodo de estudio en las playas arenosas de Veracruz-Boca del Río. Se aplicó un análisis comparativo no paramétrico U Mann-Whitney ($p \leq 0.05$) para determinar diferencias significativas entre temporadas, considerando

como variables, el número de formas parasitarias registradas en la temporada de lluvias y nortes en las playas de estudio. Los análisis se realizaron empleando el programa Jamovi® versión 2.3.26.

RESULTADOS

Incidencia por temporada climática: Se analizó un total de 100 muestras de arena de playa y 19 muestras de materia fecal obtenidas de 20 sitios en cinco muestreos mensuales durante el periodo comprendido entre junio y octubre de 2021. Las dos técnicas empleadas en el análisis de las muestras de arena permitieron detectar un 28 % (28/100) de casos positivos a formas parasitarias y un 72 % (72/100) negativos a éstas. De las muestras positivas se recuperaron 112 formas parasitarias, de las cuales el 13.39 % (15/112) corresponde a larvas del género *Strongyloides* sp. y un 5.35 % (6/112) a larvas de anquilostomídeos. Los huevos de parásitos (anquilostomídeos) corresponden al 49 % (55/112). Finalmente, se observó un 32.14 % (36/112) de parásitos clasificados como no patógenos para el ser humano, de los cuales el 22.22 % (8/36) fueron larvas y el 0.89 % huevos (1/36), ambos del género *Capillaria* sp. El 75 % restante (27/36) fueron parásitos no identificados. De acuerdo con el análisis estadístico realizado ($p \leq 0.05$) no existen diferencias significativas en la distribución de formas parasitarias entre temporadas en las playas de estudio.

Incidencia por playa: En la zona seca de las playas se observaron parásitos considerados patógenos para el hombre y otros animales domésticos (huevos y larvas de anquilostomídeos y larvas de *Strongyloides* sp.), mientras que en el mes de agosto se registró la frecuencia más alta de huevos de anquilostomídeos (Tabla 2). De las 19 muestras de materia fecal canina recolectadas en la zona seca de la playa, el 47.3 % (9/19) mostraron positividad a formas parasitarias para los meses de julio, agosto y octubre. Se encontraron huevos y larvas de anquilostomídeos en las playas Martí, La Bamba, Pelicanos y Arcos, pero larvas de *Strongyloides* sp. en playa Pelicanos (Tabla 2).

Las playas positivas a formas parasitarias de importancia zoonótica para la salud pública en la zona conurbada Veracruz-Boca del Río se muestran en la Tabla 3.

De acuerdo con el registro de los parámetros *in situ* de la arena superficial en los sitios de muestreo, se registró una temperatura mínima de 26.9 °C y una máxima de 28.4 °C en los meses de junio y septiembre, respectivamente. La media del pH registrado fue de 5.6 en julio, con un máximo de 7.2 en junio. La humedad del suelo presentó una media de 24.8 % en julio y una máxima en junio y octubre de 27.7 % (Tabla 4).

La inspección visual realizada durante el muestreo permitió observar indicios de contaminación en cada una de las playas estudiadas (Tabla 5).

DISCUSIÓN

El análisis de muestras permitió observar positividad a parásitos patógenos de importancia zoonótica, considerados indicadores de contaminación fecal en suelos. Este tipo de parásitos indica la presencia de una fuente de contaminación ambiental por materia fecal, así como un riesgo para la salud humana y animal (Polo-Terán *et al.*, 2007; Rocha *et al.*, 2011) en las playas arenosas de la zona conurbada Veracruz-Boca

Tabla 2. Frecuencias de las formas parasitarias en arena y materia fecal canina durante el periodo de estudio en playas de la zona conurbada Veracruz-Boca del Río.

Estructuras parasitarias	Zona		Material fecal
	Seca	Húmeda	
Larvas de <i>Strongyloides</i> sp.	11	4	2
Larvas de anquilostomídeos	5	1	5
Huevos blastomerados anquilostomídeos	37	18	218
Larvas de <i>Capillaria</i> sp.	6	2	0
Huevos de <i>Capillaria</i> sp.	0	1	0
Huevos larvados de anquilostomídeos	0	0	50
Helminetos no identificados	13	14	0
Total	72	40	275

del Río. La calidad sanitaria de las playas es de importancia para la salud pública; sin embargo, estudios al respecto aún suelen ser muy escasos (Manjarrez *et al.*, 2019).

Se observó que en julio, agosto y octubre se presentaron condiciones ambientales favorables debido a que en estos meses se recuperó un mayor número de formas parasitarias. En el mes de agosto (temporada de lluvias) se observó un mayor número de estructuras parasitarias (49 huevos de anquilostomídeos), lo que concuerda con lo observado por Morales & Esquivia (2014) quienes reportan que la temporada de lluvias favorece la presencia de parásitos del género *Ancylostoma* sp. y *Strogyloides* sp.; estas condiciones ambientales son de suma importancia para el desarrollo de huevos y larvas, de ahí su frecuencia y supervivencia en la arena. Sin embargo, de acuerdo con Guerrero-De Abreu *et al.* (2015), el mayor número de estructuras parasitarias están asociadas a los sitios de menor humedad. Lo anterior, explica que a pesar de no presentarse diferencias significativas en la distribución de las formas parasitarias entre temporadas durante este estudio, se observa una mayor frecuencia de larvas en temporada de nortes, las cuales, por encontrarse en ese estadio representan un mayor riesgo a la salud humana en comparación con cuando se encuentran en forma de huevo durante la temporada de lluvias.

Por otro lado, se ha reportado que el aumento de temperatura en el suelo no favorece la sobrevivencia de larvas de *Strongyloides* sp. (Oyewolw & Simon-Oke, 2022); en este caso se registraron temperaturas de la arena de 31 °C con presencia de ocho estructuras parasitarias de éste género, encontradas en la zona seca, principalmente.

La distribución de positividad a parásitos patógenos de importancia zoonótica se observó en cada una de las playas analizadas de la zona conurbada Veracruz-Boca del Río. La playa Pelicanos presentó el mayor porcentaje de prevalencia representado por el 46.4 % de huevos de anquilostomídeos y el 6.25 % de larvas de *Strongyloides* sp. (Tabla 3). Esto también ha sido reportado por Morales & Esquivia (2014) y Oyewolw & Simon-Oke (2022) en suelos y playas arenosas en las cuales se observó un alto porcentaje de huevos y larvas de anquilostomídeos y larvas *Strongyloides* sp.

Las estructuras parasitarias identificadas en las muestras de materia fecal fueron principalmente, parásitos anquilostomídeos (larvas y huevos), así como larvas de *Strongyloides* sp. Según Dorothy *et al.* (1965), durante el ciclo biológico del parásito *Strongyloides* sp., los huevos eclosionan antes de llegar al lumen del intestino del huésped, por lo que en la inspección de las muestras de materia fecal no fue posible la recuperación de huevos de este género.

Tabla 3. Prevalencia de formas parasitarias en playas de la zona conurbada Veracruz-Boca del Río durante el periodo de estudio.

Nombre de la Playa	Estructuras parasitarias patógenas para el hombre						Larvas de nemátodos					
	St		An		HAn		Ca		Hca		Ln	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Villa del Mar	3	2.67	1	0.89	1	0.89	2	1.78	1	0.89	12	10.71
Martí	0	0	1	0.89	0	0	0	0	0	0	0	0
La Bamba	2	1.78	1	0.89	0	0	0	0	0	0	2	1.78
Pelicanos	7	6.25	0	0	52	46.42	0	0	0	0	11	9.82
Arcos	2	0	2	0	2	0	6	6.25	0	0	2	1.78
Santa Ana	1	0.89	1	0.89	1	0.89	0	0	0	0	0	0

St: Larvas de *Strongyloides* sp., **An:** Larvas de anquilostomídeos, **HAn:** Huevos de anquilostomídeos, **Ca:** Larvas de *Capillaria* sp., **Hca:** Huevos de *Capillaria* sp., **Ln:** Nemátodos

Tabla 4. Parámetros fisicoquímicos registrados en las playas arenosas de Veracruz-Boca del Río durante el periodo de estudio.

Meses		Parámetros fisicoquímicos		
Temperatura (°C)		pH	Humedad (%)	
Junio	Media	27.6 ± 1.8	7.2 ± 0.6	27.7 ± 10.9
	Mín.	25	6	8
	Máx.	30	8.5	45.8
Julio	Media	27.8 ± 1.6	5.6 ± 0.82	24.8 ± 11
	Mín.	25	4	2
	Máx.	31	7	38.5
Agosto	Media	26.9 ± 1.1	6.4 ± 0.7	25 ± 8.3
	Mín.	26	5.5	5.3
	Máx.	29	7.5	42
Septiembre	Media	28.4 ± 2.5	6.7 ± 0.3	26.5 ± 6.6
	Mín.	25	6	12.1
	Máx.	32	7	35.9
Octubre	Media	28 ± 1.7	6.4 ± 0.9	27.7 ± 8.1
	Mín.	25	5	8.7
	Máx.	31	8.5	38.9

Mín: Mínimo, **Máx:** Máximo

Tabla 5. Inspección visual realizada durante el periodo de muestreo en las playas de la zona conurbada Veracruz-Boca del Río.

Playa	Observaciones	Actividades Antrópicas
Veracruz		
Villa del Mar	Baja presencia de usuarios (< 5) en la zona húmeda y mayor número (5 a 10) en la zona seca, presencia de caninos (< 5) en condiciones de calle y (< 5) con sus cuidadores. Presencia de aves.	Actividades deportivas (carrera, caminata, bicicleta, natación). Paseo de mascotas (caninos).
Martí	Abundancia media de usuarios (5 a 10); presencia de caninos en playa (< 5), tanto en la zona seca como húmeda.	
Boca del Río		
La Bamba	Mayor presencia de usuarios (> 10), caninos (< 5) en condiciones de calle y caninos (5 a 10) con sus cuidadores. Restos de basura, pañales, unicel, residuos de alimentos, colillas de cigarros, plásticos variados, tapas y otros residuos de basura. Presencia de aves y heces fecales de caninos.	Actividades deportivas (carrera, caminata, natación, entrenamiento para futbol y triatlón).
Pelicanos	Baños públicos cerca de la playa, descargas de aguas negras y pluviales; presencia de usuarios (> 10), pero escasos caninos (< 5). Presencia de aves.	Actividades deportivas (carrera, caminata, bicicleta, natación). Actividades recreativas
Arcos	Tres tuberías de descarga de aguas negras y pluviales en la franja de muestreo. Mayor presencia de usuarios (5 a 10) en zona seca y húmeda y caninos (< 5) en zona seca con sus cuidadores. Asentamiento de personas en condiciones de calle bajo escalinatas de la salida de la zona de la playa.	Actividades deportivas (carrera, caminata, bicicleta, natación). Paseo de caninos. Actividades recreativas
Santa Ana	Mayor presencia de usuarios (> 10) en zona húmeda y caninos (> 5) en zona húmeda y seca en compañía de sus cuidadores, descargas de aguas pluviales. Baños públicos, restos de fruta, cáscara de naranja, residuos de plantas, cubrebocas, colillas de cigarros, servilletas, cartón, plásticos variados y otros residuos de basura.	

Se ha demostrado la presencia de parásitos en suelo de regiones del trópico y subtropico (Prieto-Pérez *et al.*, 2016) ya que estas condiciones favorecen su desarrollo y supervivencia debido a que requieren de ambientes de suelo aireado, humedad moderada (15 a 30 %), temperatura entre 21 a 34° C (Gamboa, 2005; Morales & Esquivia, 2014), pH cercano a la neutralidad (Oyewolow & Simon-Oke, 2022) y abundancia de materia orgánica (Madrid, 2012). Estas condiciones, prevaletentes en la zona de estudio, proveen a larvas y huevos de estos parásitos, la oportunidad de sobrevivir bajo tierra y continuar su ciclo biológico hasta infectar al huésped.

De acuerdo con Pedroza *et al.* (2017), las playas con franjas de arena cortas pueden encontrarse negativas a parásitos ya que la salinidad del mar y el arrastre de sedimentos generado por el oleaje, puede causar la ausencia de éstos, tal como se observó en playa Arcos y Martí.

La humedad y temperatura del suelo están estrechamente relacionados con estructuras de la cutícula, la cual protege a las larvas de la desecación para sobrevivir en el medio por largos periodos de tiempo (Morales & Esquivia, 2014). Manjarrez *et al.* (2019) determinan que los suelos arenosos principalmente, proporcionan un ambiente propicio en la transmisión de infecciones parasitarias debido a que son sedimentos no consolidados susceptibles al transporte de sólidos y variaciones de humedad, la cual registró una mínima de 24.8 % en julio y una máxima en junio y octubre de 27.7 % durante en presente trabajo (Tabla 4).

La presencia de residuos orgánicos e inorgánicos en playas, descarga de aguas pluviales y/o negras y la presencia de animales domésticos (caninos y felinos) son factores comunes en la zona conurbada Veracruz-Boca del Río. Este último, es considerado un nuevo agente causal de enfermedades con implicaciones que ponen en riesgo la salud de los usuarios y deteriora la calidad de agua de las zonas costeras, aguas recreativas, especies marinas y arrecifales (Lafferty *et al.*, 2004; Garfield & Walker, 2008; Cinquepalmi *et al.*, 2013).

De acuerdo con Cinquepalmi *et al.* (2013), la carga parasitaria y bacteriana (coliformes fecales y enterococos) que se encuentra en el intestino de los caninos es un reservorio potencial de patógenos y representa un riesgo para el ecosistema costero, especialmente para organismos que integran las comunidades arrecifales (Sinigalliano *et al.*, 2021), como las que integran el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano.

De acuerdo con Granados-Barba *et al.* (2017), aún no se cuenta con un amplio conocimiento de la biodiversidad existente en playas arenosas de la zona conurbada Veracruz-Boca del Río y tampoco sobre los impactos de ésta sobre el litoral costero.

La caracterización de las playas permitió observar la presencia de material fecal de origen canino, residuos sólidos orgánicos e inorgánicos, y estancamientos de aguas pluviales y/o residuales en las playas arenosas de la zona conurbada Veracruz-Boca del Río. Los cuales, son factores que deterioran la calidad sanitaria y ambiental de la zona costera, poniendo en riesgo la salud de los usuarios y puede convertirse en un problema potencial de salud pública. Cuando se habla de la evaluación de la calidad ambiental en playas, sólo se consideran aspectos sanitarios a través del análisis microbiológico de la calidad del agua, sin considerar la arena o sedimento. Según Manjarrez *et al.* (2019), la presencia de parásitos patógenos en la arena de playa puede ser un nicho de oportunidad para correlacionar la existencia de formas parasitarias con la calidad sanitaria y ambiental de la zona costera, además de identificar los riesgos para el ecosistema marino y los usuarios (Manjarrez *et al.*, 2019).

AGRADECIMIENTOS

Al proyecto “Grado de contaminación fecal por geohelminths y sus implicaciones ambientales y sanitarias en playas turísticas en la zona conurbada Veracruz-Boca del Río”, financiado por el TecNM con número de clave 10687.21P. Así también, a los revisores y al editor de la revista, por las aportaciones realizadas en mejora del manuscrito.

REFERENCIAS

- ARMENDÁRIZ, F. G. 2014. Prevalencia y factores asociados a Larva migrans cutánea en Acapulco, Guerrero, México. Tesis de Maestría en Ciencias (Epidemiología). Centro de Investigación de Enfermedades Tropicales, Universidad Autónoma de Guerrero, México. 34 p.
- CASSENOTE, A., J. PINTO, A. LIMA-CATELANI & A. FERREIRA. 2011. Contaminação do solo por ovos de geo-helminths com potencial zoonótico na municipalidade de Fernandópolis, Estado de São Paulo, entre 2007 e 2008. *Revista da Sociedade Brasileira Medica Tropical* 44: 371-374.
- CINQUEPALMI, V., R. MONNO, L. FYMAROLA, G. VENTRELLA, C. CARLIA, M. F. GRECO, D. DE VITO & L. SOLEO. 2013. Environmental contamination by dog's faeces: A Public health problem? *International Journal of Environmental Research and Public Health* 10 (1): 72-84. DOI: 10.3390/ijerph10010072
- CONAGUA. (COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA) 2009. Programa de gestión comité local “Playas Limpias” Veracruz-Boca del Río. Disponible en línea en: https://remexcu.org/documentos/conagua/bcc/pg/cpl/2009_PG_Veracruz_Boca_del_Rio.pdf (consultado el 20 febrero 2023)
- DÍAZ, M. & M. A. OLARTE. 2016. Animales de compañía, personalidad humana y los beneficios percibidos por los custodios. *PSIENCIA, Revista Latinoamericana de Ciencia Psicológica* 8 (2): 1-19.
- DOROTHY, M. M., M. M. BROOKE & E. H. SADUN. 1965. *Common intestinal helminths of man. Life Cycle Charts*. 1st ed. Public Health Service Publication. Washington, D.C., 24 p.
- FARIAS, G. J. A. 1991. *Ecology, culture and utilization of the mussel, Brachidontes recurvus (Rafinesque), in the context of an integrated management approach to Boca del Rio-Mandinga estuarine system, Mexico*. University of Stirling, Reino Unido, 31 p.
- FOREYT, W. 2002. *Veterinary parasitology reference manual*. 5th ed. Wiley, 248 p.
- GALLEGOS, O. 2008. Organización espacial del corredor turístico Veracruz-Boca del Río. *Teoría y Praxis* 5: 171-186.
- GAMBOA, M. I. 2005. Effects of temperature and humidity on the development of eggs of *Toxocara canis* under laboratory conditions. *Journal of Helminthology* 79: 327-331. DOI: 10.1079/JOH2005287
- GARFIELD, L. & M. WALKER. 2008. Microbial water quality and influences of fecal accumulation from a dog exercise area. *Journal of Environmental Health* 71 (4): 24-29. <http://www.jstor.org/stable/26327766>
- GONZÁLEZ-HORNA, P. & S. IGLESIAS-OSORES. 2018. Morfología de *Strongyloides stercoralis*. *Revista del cuerpo médico Hospital Nacional Almazor Aguinaga Asenjo* 10 (3): 169-170. DOI: 10.35434/rcmhnaaa.2017.103.11
- GRANADOS-BARBA, A., M. A. PÉREZ-RUIZ & M. R. CASTAÑEDA-CHÁVEZ. 2017. Calidad ambiental de las playas arenosas. El estudio del bentos. Cultural. Diario de Jalapa. Disponible en línea en: <https://www.uv.mx/>

- cienciauv/files/2017/05/019-CYL-BENTOS-ILUSTRACION.pdf (consultado el 24 febrero 2023)
- GUERRERO-DE ABREU, A., J. JESUS-ARZAPALO, D. CAROLINA-CANNOVA & E. FERRER-JESÚS. 2020. Standardization and validation of the Willis parasitological technique for the detection of geohelminths eggs in beach sand samples. *Neotropical Helminthology* 14 (1): 35-47. DOI: 10.24039/rmh2020141612
- GUERRERO-DE ABREU, A. M., M. E. GARCÍA & J. C. ROMÁN. 2015. Enteroparásitos en arena de playa como bioindicadores de contaminación fecal y su relación con condiciones ambientales en playa Kizandal en Puerto Cabello, marzo de 2013-enero 2014. *Academia Biomedica Digital* 63: 1-7.
- GUERRERO-DE ABREU, A. M., M. V. QUINONES, E. J. SEQUERA & J. L. MARÍN. 2014. Parásitos patógenos en arena de playa y su relación con condiciones ambientales, en un balneario de Puerto Cabello, Venezuela, 2012-2013. *Boletín de Malariología y Salud Ambiental* 54 (2): 150-158.
- HERNÁNDEZ, A., E. GARCÍA, E. MORAL, J. A. HERRERO, J. GÓMEZ & M. SEGOVIA. 2018. Parasitosis con manifestaciones clínicas cutáneas. *Medicine* 12 (58): 3409-3415. DOI: 10.1016/j.med.2018.06.003
- LAFFERTY, K. D., J. W. PORTER & S. E. FORD. 2004. Are diseases increasing in the ocean. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 31-54. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.10570
- Madrid, V. 2012. *Manual de parasitología humana*. 1th ed. Universidad de Concepción, Concepción, 223 p.
- MANJARREZ, G., J. BLANCO, B. GONZÁLEZ, C. M. BOTERO & C. DIAZ-MENDOZA. 2019. Parásitos en playas turísticas: propuesta de inclusión como indicadores de calidad sanitaria. Revisión para América Latina. *Ecología Aplicada* 18 (1): 91-100.
- MEA. (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT) 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC. 80 p.
- MEDINA-PINTO, R. A., R. I. RODRÍGUEZ-VIVAS & M. E. BOLIO-GONZÁLEZ. 2018. Nematodos intestinales de perros en parques públicos de Yucatán, México. *Biomédica* 38 (1): 105-110 DOI: 10.7705/biomedica.v38i0.3595
- MORALES, M., S. SOTO, Z. VILLADA, J. BUITRAGO & N. URIBE. 2016. Helmintos gastrointestinales zoonóticos de perros en parques públicos y su peligro para la salud pública. *Revista CES Salud Pública* 7 (2): 8.
- MORALES, M. & V. ESQUIVIA. 2014. Contaminación de playas turísticas de la ciudad de Cartagena de Indias con parásitos de importancia sanitaria 2012-2014. Tesis de Maestría (Microbiología clínica). Universidad de San Buenaventura. Facultad de Ciencias de la Salud, Colombia. 73 p.
- NMX-AA-120-SCFI-2016 (NORMA MEXICANA) 2016. Que establece los requisitos y especificaciones de sustentabilidad de calidad de playas. Disponible en línea en: <http://www.economia-nmx.gob.mx/normas/nmx/2010/nmx-aa-120-scfi-2016.pdf> (consultado el 25 febrero 2023)
- OBANDO, I. A., S. CALERO, P. CARPIO & A. FERNÁNDEZ. 2017. Efecto de las actividades físicas en la disminución del estrés laboral. *Revista Cubana de Medicina General Integral* 33 (3): 342-351.
- OYEWOLW, O. E. & I. A. SIMON-OKE. 2022. Ecological risk factors of soil-transmitted helminths infections in Ifedore district, Southwest Nigeria. *Bulletin of the National Research Centre* 46: 1-13. DOI: 10.1186/s42269-022-00700-8
- PÁRRAGA, D. J., E. M. YAGUAL & A. M. MURILLO. 2022. Parásitos intestinales como indicador de contaminación fecal en arena de la playa del Cantón Puerto López. *Revista Científica Arbitrada Multidisciplinaria PENTACIENCIAS* 4(4): 370-379.
- PEDROZA, M., L. PÉREZ & V. SPRINGER. 2017. Prevalencia de huevos del género *Toxocara* spp. en arenas de playas de Montevideo. Tesis de Doctorado en Ciencias Veterinarias. Facultad de Veterinaria, Universidad de la República, Uruguay. 46 p.
- PÉREZ-RUIZ, M. A. 2012. Estructura comunitaria de la macrofauna bentónica y su relación con la perturbación ambiental en la zona intermareal de Playa Villa del Mar, Veracruz, Golfo de México. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana, México. 75 p.
- PÉREZ-SARASQUETA, A. L. & M. RAÑA-LÓPEZ. 2016. Evaluación de métodos para recuperación de formas inmaduras de nematodos de importancia zoonótica en arena de playa de Montevideo. Tesis de Doctorado en Ciencias Veterinarias. Facultad de Veterinaria, Universidad de la Republica, Uruguay. 39 p.
- PLASCENCIA, A., H. PROY, N. ELJURE, C. ATOCHE, C. CALDERÓN & A. BONIFAZ. 2013. Larva *migrans* cutánea relacionada con Ancylostomas. *Dermatología Revista Mexicana* 57 (6): 454-460.
- POLO-TERÁN, L. J., J. A. CORTÉS-VECINO, L. C. VILLAMIL-JIMÉNEZ & E. PRIETO. 2007. Contaminación de los parques públicos de la localidad de Suba, Bogotá con nemátodos zoonóticos. *Revista de Salud Pública* 9 (4): 550-557.
- PRIETO-PÉREZ, L., R. PÉREZ-TANOIRA, A. CABELLO-ÚBEDA, E. PETKOVA-SAZ & M. GÓRGOLAS-HERNÁNDEZ-MORA. 2016. Geohelminths. *Enfermedades Infecciosas y Microbiología Clínica* 34 (6): 384-389. DOI: 10.1016/j.eimc.2016.02.002
- ROCHA, S., R. FERREIRO, A. PETROLLINI, I. HELENA, B. BASSILI, A. MARTÍNEZ, S. OLAVO & M. MONTANI. 2011. Environmental analyses of the parasitic profile found in the sandy soil from the Santos municipality beaches, SP, Brazil. *Revista do Instituto de Medicina Tropical São Paulo* 53 (5): 277-81. DOI: 10.1590/s0036-46652011000500007
- SILVA-DÍAZ, H. 2018. Diferencias morfológicas relevantes para la identificación específicas de larvas de uncinarias y *Strongyloides stercoralis*. *Revista Medica Herediana* 29: 211-216. DOI: 10.20453/rmh.v29i4.3445
- SINIGALLIANO, C., K. KIM, M. GIDLEY, K. YUKNAVAGE, K. KNEE, D. PALACIOS, C. BAUTISTA, A. BONACOLTA, H. W. LEE & L. MAURIN. 2021. Microbial source tracking of fecal indicating bacteria in coral reef waters, recreational waters, and groundwater of Saipan by real-time quantitative PCR. *Frontiers in Microbiology* 18 (11): 596-650. DOI: 10.3389/fmicb.2020.596650
- SUÁREZ, G. R., Z. S. VIDALES & J. J. CARDONA-ARIAS. 2014. Estrés laboral y actividad física en empleados. *Diversitas* 10 (1): 131-141.
- TAYLOR, M. A., R. L. COOP & R. L. WALL. 2007. *Veterinary parasitology*. 3th ed. Blackwell Publishing, Oxford, 232-246 p.
- VÉLEZ-HERNÁNDEZ, L., K. L. REYES-BARRERA, D. ROJAS-ALMARÁZ, M. A. CALDERÓN-OROPEZA, J. K. CRUZ-VÁZQUEZ & J. L. ARCOS-GARCÍA. 2014. Riesgo potencial de parásitos zoonóticos presentes en heces caninas en Puerto Escondido, Oaxaca. *Salud Publica de Mexico* 56 (6): 625-630.
- WOOD, L., B. GILES-CORTI & M. BULSARA. 2005. The pet connection: pets as a conduit for social capital. *Social Science & Medicine* 61 (6): 1159-1173. DOI: 10.1016/j.socscimed.2005.01.017

Microplásticos en playas de la zona de influencia del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV), México

Microplastics in beaches within the influence area of the Veracruz Reef System National Park (PNSAV), Mexico

Luis Alberto Peralta-Peláez^{1*}, Carolina Peña-Montes², Leandro Hermida-Castellanos^{1,2}, Oswaldo de Jesús Huerta-Quero¹, Cecilia Hernández-Álvarez¹, Ixchel Alejandra Mejía-Estrella³, Belkis Sulbarán-Rangel³

Recibido: 01 de noviembre de 2022.

Aceptado: 22 de junio de 2023.

Publicado: agosto de 2023.

RESUMEN

Antecedentes. La producción de plástico se ha incrementado considerablemente en las últimas décadas, teniendo una producción en 2019 de 368 millones de toneladas, donde una cantidad considerable termina desechada en el medio ambiente, donde se desgasta y descompone en microplásticos. **Objetivos.** Cuantificar y caracterizar los microplásticos presentes en las playas del área de influencia del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV). **Métodos.** Se realizó un muestreo mediante cuadrantes ubicados en playas localizadas en la costa de Veracruz: La Mancha, Chachalacas, Chalchihuecan, Antón Lizardo y el Sendero, en los municipios de Actopan, Úrsulo Galván, la Antigua y Alvarado, respectivamente. Las partículas de plástico se obtuvieron después del secado y tamizado de la arena y se cuantificaron y caracterizaron por espectroscopía y microscopía. **Resultados.** Se encontró un total de 180 piezas de plástico (4.5 piezas/m²) en la zona de influencia del PNSAV. Las playas del Sendero y Chachalacas presentaron la mayor cantidad de piezas de plástico. Del total de partículas en el sistema, el 92.35 % presentó forma irregular, las restantes fueron fibras, “pellets” y películas. Con respecto al tipo y dominancia de polímeros plásticos encontrados en las playas, los tres materiales principales fueron polietileno de alta y baja densidad (26.67 y 27.22 %, respectivamente) y polipropileno (23.33 %). **Conclusiones.** Se encontraron microplásticos en todas las playas analizadas, la mayor parte presentaron forma irregular. Los microplásticos representan un riesgo para los organismos que los ingieren, ya que se ha reportado que sirven como vectores de microorganismos patógenos y dispersores de sustancias químicas tóxicas.

Palabras clave: Área natural protegida, Arrecifes, Microplásticos, Playas arenosas.

ABSTRACT

Background. Plastic production has increased considerably in the last decades, with production during 2019 of 368 million tons, where a considerable amount is discarded into the environment, where it wears out and decomposes into microplastics. **Objectives.** Quantify and characterize the microplastics on the beaches of the area of influence of the Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV). **Methods.** The present study sampled sand beaches on the coasts of Veracruz, more specifically in La Mancha, Chachalacas, Chalchihuecan, Antón Lizardo, and El Sendero, in the municipalities of Actopan, Úrsulo Galván, La Antigua and Alvarado, respectively. Plastic particles were obtained after drying and sieving the sand and were quantified and characterized by spectroscopy (FTIR) and electron microscopy (SEM). **Results.** A total of 180 plastic pieces (4.5 pieces /m²) were found in the zone of influence of the PNSAV. El Sendero and Chachalacas's beaches presented the most plastic pieces. Of the total number of particles in the system, 92.35% were irregularly shaped, and the rest were fibers, pellets, and films. Regarding the type and dominance of plastic polymers found on the beaches, the three primary materials were high and low-density polyethylene (26.67 and 27.22 %, respectively) and polypropylene (23.33 %). **Conclusions.** Microplastics were found on all the beaches analyzed, most of which were irregular in shape, representing a risk for organisms that ingest them since they serve as vectors of pathogenic microorganisms and dispersers of toxic chemicals.

Keywords: Natural protected area, Reefs, Microplastics, Sand beaches.

*Corresponding author:

Luis Alberto Peralta Peláez: e-mail: luis.pp@veracruz.tecnm.mx

To quote as:

Peralta-Peláez, L. A., C. Peña-Montes, L. Hermida-Castellanos, O. de J. Huerta-Quero, C. Hernández-Álvarez, I. A. Mejía-Estrella & B. Sulbarán-Rangel. 2023. Microplásticos en playas de la zona de influencia del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV), México. *Hidrobiológica* 33 (2): 231-242.

DOI:10.24275/KHDD6042

INTRODUCCIÓN

En 2015, se publicó un estudio sobre la estimación de la contaminación por plástico de los océanos encontrándose que, en 2010 se introdujeron entre 4.8 y 12.7 millones de toneladas métricas (Jambeck *et al.*, 2015). Posteriormente, en 2016 se estimó que entre 19 y 23 millones de toneladas, es decir el 11 % de los residuos plásticos generados en todo el mundo, se incorporaron en los ecosistemas acuáticos (de agua dulce y marinos) (Borrelle *et al.*, 2020). Estos hechos hacen evidente el impacto que tienen los residuos plásticos en el ambiente y la biodiversidad en los últimos años, los cuales van desde el cambio del paisaje, ya que se ha vuelto común verlos por doquier, hasta ser parte de los elementos físicos de distintos ecosistemas, trayendo como consecuencia la pérdida del valor estético (Hishan, 2023; Shruti *et al.*, 2021), escénico o ecosistémico. Inclusive, se ha registrado la incorporación de los plásticos en los organismos y últimamente, en la biodiversidad mediante la ingesta y exposición directa a ellos, o de manera indirecta por las sustancias químicas que se desprenden por la intemperización del plástico. Peña-Montes & Peralta-Peláez (2018) le llaman a dicha incorporación: “La plastificación de la biodiversidad”, esto se define como: “La incorporación de distintos polímeros plásticos de origen sintético que son depositados en el ambiente o algunos de sus derivados, producto de la intemperización de este, en los tejidos de los organismos”.

En México, algunos autores han reportado la presencia de residuos plásticos en playas. Piñón-Colin *et al.* (2018) investigaron la ocurrencia, distribución y caracterización de microplásticos en las playas de arena de la península de Baja California, México; sus resultados muestran que en dichas playas hay 135 ± 92 partículas/kg, siendo más abundante la forma de fibras (91 %) y los polímeros como el poliacrílico, la poliácridamida, el tereftalato de polietileno, los poliésteres y el nylon.

Retama *et al.* (2016) realizaron un estudio para contabilizar las fibras de microplásticos en las playas de las bahías de Huatulco, encontrando hasta 69 fibras por cada 30 g. Shruti *et al.* (2019) analizaron microplásticos en los sedimentos del río Atoyac en Puebla en 29 puntos, se encontraron valores de hasta $1\ 633 \pm 202.56$ partículas/kg en la parte baja del río, siendo el 51 % de las partículas de color y el 49 % blancas. Se obtuvieron películas (25.9 %), fragmentos (22 %) y fibras (14.8 %) indicando que toda la cuenca tiene presencia de microplásticos. Shruti *et al.* (2021) realizaron una revisión sobre estudios realizados en las costas del Golfo de México. Los autores encontraron que esta región del planeta es poco estudiada, aunque hay evidencia de la presencia de basura plástica en el Golfo de México desde la década de los 80 s, como lo mencionan Lecke-Mitchell & Keith-Mullin (1992). La mayoría de los estudios realizados en el Golfo de México han sido en el norte, en sitios pertenecientes a Estados Unidos y un 47 % examina la presencia de piezas de plástico en sedimentos (Shruti *et al.*, 2021). Estos mismos autores mencionan la necesidad de unificar las técnicas de detección y cuantificación para tener datos representativos. Narciso-Ortiz *et al.* (2020) realizaron estudios en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) tanto en playas como en la desembocadura del río Jamapa, encontrando micropartículas (rango de tamaño de 5 a 100 nm) en cada uno de los puntos de muestreo. Para el caso de los arrecifes, las micropartículas oscilaron entre 0.716 y 32 μm de tamaño, pero alcanzaron 0.83-784 μm en ríos.

Los arrecifes son de gran importancia debido a que albergan una amplia biodiversidad, la cual comprende un cuarto de la vida marina; además, contribuyen a la mitigación de los impactos que son provo-

cados por tormentas, huracanes y vientos del norte. Asimismo, los arrecifes mantienen la línea de costa relativamente estable, además de ser el principal productor de oxígeno y captan dióxido de carbono (SEMARNAT, 2017).

El Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) cuenta con una superficie de 65 516 hectáreas. El PNSAV está integrado por al menos 28 arrecifes, algunos de los cuales presentan lagunas arrecifales con pastos marinos, playas, bajos, islas o cayos (SEMARNAT, 2017). Está ubicado en la plataforma occidental del Golfo de México, dentro de la porción central del litoral veracruzano, frente a las costas de Veracruz, Boca del Río y Alvarado. Por lo tanto, es importante determinar la presencia de residuos plásticos en esta región. El presente trabajo se centró en la detección, cuantificación y caracterización de partículas de plástico presentes en las playas del área de influencia del PNSAV.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio: Se localiza en la zona costera central del estado de Veracruz, en el PNSAV, Golfo de México, México y comprende las playas La Mancha (Municipio de Actopan), Chachalacas (Municipio de Úrsulo Galván), Chalchihuecan (Municipio de La Antigua) y Antón Lizardo y Sendero (Municipio de Alvarado) (Fig. 1).

Muestreo: Los muestreos se realizaron en abril y noviembre de 2019, durante la pandemia por SARS-CoV-2 y en los meses de mayo y junio de 2021. En todos los sitios de muestreo se hizo un transecto de 100 m de longitud paralelo a la línea de marea más alta y que se localiza antes del primer cordón de dunas, donde se colocaron los cuadrantes. Se establecieron cinco cuadrantes de 1 m² cada uno, con una distancia entre ellos de 20 m (Fig. 2) (Enríquez-Hernández, 2003; Hidalgo-Ruz & Thiel, 2013). Dentro de cada cuadrante se recolectó el primer centímetro de arena, la cual se transportó en bolsas y se etiquetó con el número de cuadrante, nombre de la playa, fecha y coordenadas geográficas.

Separación de piezas plásticas: En el laboratorio, las muestras se colocaron en charolas y se secaron en un horno solar por una semana monitoreando la temperatura para que no excediera de 80°C, con el fin de evitar que los microplásticos puedan sufrir alguna transformación.

Cada muestra se pasó por una serie de tamices con distinta apertura de malla (710 μm , 500 μm , 355 μm y 150 μm) (Hidalgo-Ruz *et al.*, 2012). Las piezas (pz) de plástico se separaron en meso (> 0.6 mm) y microplásticos (< 0.5 mm), y posteriormente fueron caracterizadas por color y morfología. Los microplásticos (MP) con dimensiones entre 0.5 cm y 1 mm se retiraron manualmente y todos aquellos con un tamaño < 1 mm se colocaron en cajas Petri de vidrio para ser observados en el microscopio estereoscópico.

Las muestras que presentaron microplásticos en los tamices de 710 y 500 μm , se separaron y contaron manualmente. Los microplásticos se pudieron distinguir visualmente siguiendo los siguientes criterios: 1) no se ven estructuras celulares u orgánicas, 2) las fibras deben ser similarmente gruesas en toda su longitud y 3) las partículas deben estar presentes en varios colores. Fue necesaria una cuidadosa clasificación visual para separar los plásticos de otros materiales como los desechos orgánicos (fragmentos de conchas, partes de animales, algas secas o pastos marinos, entre otros) y otros (revestimientos de pintura, vidrio, etc.) (Fig. 3).

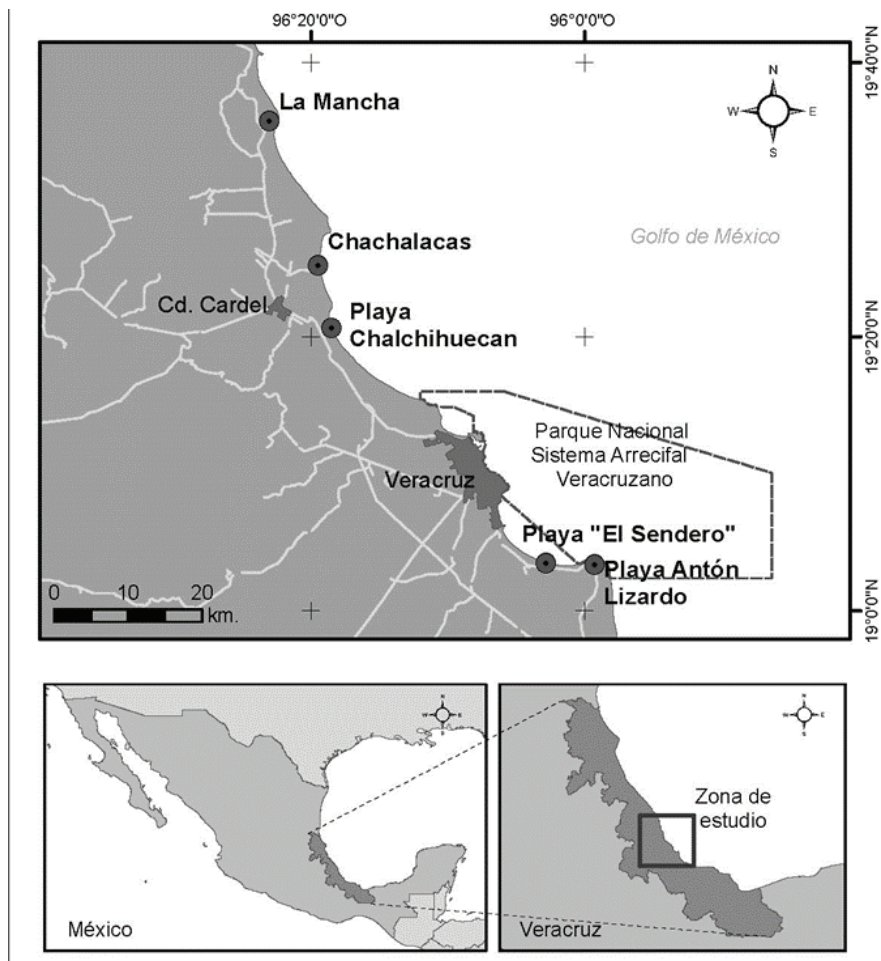


Figura 1. Área de estudio. Se indican en puntos negros las diferentes playas muestreadas en la zona de influencia del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV).

Cuantificación de piezas plásticas: Cada muestra fue observada y analizada con ayuda de un estereoscopio, donde se evaluó la presencia de microplásticos. Para el caso de las microfibras, con el fin de descartar falsos positivos (microalgas), se evaluó la presencia de extremos regulares, separaciones celulares y de un núcleo celular. Adicionalmente, cada contaminante plástico fue sumergido en ácido clorhídrico para descartar materia orgánica y residuos calcáreos y se analizaron nuevamente en el microscopio estereoscópico. Las muestras resultantes se analizaron por medio de la espectrometría infrarroja por transformación de Fourier (FTIR), la cual es una técnica no destructiva que se puede utilizar para la identificación rápida y directa del tipo de polímeros plásticos presentes en muestras. La técnica de espectroscopia mide la dispersión inelástica o dispersión Raman y se utiliza para muestras < 1 mm. Finalmente, se utilizó la técnica de microscopía electrónica de barrido de alta resolución (SEM) por sus siglas en inglés, para obtención de imágenes.

Caracterización de piezas plásticas: Para identificar la naturaleza química de los microplásticos, se utilizó FTIR. Los espectros resultantes se compararon con los espectros de los polímeros de referencia (es-

tándares) o con los existentes en las bases de datos de Open Access Spectral Database (<https://spectrabase.com/>). La presencia de material plástico en las playas se clasificó de acuerdo con la propuesta en Hanvey *et al.* (2017) (Tabla 1).

El equipo FTIR utilizado fue un espectrómetro Bruker modelo Alpha. La salida espectral se registró en modo de transmitancia y se adquirieron 16 escaneos en el rango de 400 a 400 cm^{-1} y una resolución de 4 cm^{-1} . Para la obtención de imágenes de las muestras de microplásticos se utilizó un microscopio electrónico de barrido (SEM) Tescan, modelo Mira 3 LMU. El análisis de las imágenes se realizó mediante el software Image-J 1.45 para determinar la forma, longitud y grosor de cada muestra de microplástico.

Análisis estadístico: Para la representación gráfica y el análisis estadístico de los resultados se utilizó el programa Graph Pad Prism 6.0 (USA), así como un análisis paramétrico de los cambios inducidos contra un valor de no cambio el cual será cero. Posteriormente se realizó una comparación de medias mediante la prueba de Análisis de Varianza (ANOVA).

Tabla 1. Tipología de plásticos por tamaño (Hanvey *et al.*, 2017; Frias & Nash, 2019).

Magnitud de rango	Terminología propuesta
> 100 mm	Megaplásticos
20-100 mm	Macroplásticos
5-20 mm	Mesoplásticos
1-5 mm	Microplásticos
1-1000 μm	Plásticos ultrafinos
< 1000 nm	Nanoplásticos

RESULTADOS

En las playas del PNSAV se encontró un total de 180 piezas plásticas, cuatro de ellas se registraron en playa de La Mancha, 39 en playa Chachalacas, 12 en playa Chalchihuecan, 46 en playa El Sendero y 79 en playón de Antón Lizardo. En general, se registró un promedio de 4.5 pz/m² (± 1.9 pz/m²) en el área de estudio, pero el promedio por localidad varió de manera importante. En Chalchihuecan se registraron 6 pz/m² (± 5.6 pz/m²), en Sendero 6 pz/m² (± 5.6 pz/m²), en Chachalacas 6.5 pz/m² (± 14.1 pz/m²), en Antón Lizardo 3.7 pz/m² (± 5.6 pz/m²), mientras que en La Mancha 1.3 pz/m² (± 0.0 pz/m²) (Fig. 4).

En todas las playas muestreadas se encontraron macroplásticos (basura), los cuales no fueron contabilizados. Con respecto al color de los microplásticos, el verde correspondió a 13.89 %, rojo 8.33 %, azul 14.44 %, amarillo 3.89 %, blanco 31.11 %, gris 2.22 %, negro 1.12 % y café 2.22 %. El 22.78 % careció de color (transparentes).

Se encontraron mesoplásticos cuyos tamaños fluctuaron entre playas (La Mancha, ≤ 2.5 cm; Chachalacas, 0.5-2.5 cm; Chalchihuecan,

0.6-1.2 cm; Antón Lizardo y Sendero, 0.4-8.0 cm). Estos diámetros corresponden principalmente a fragmentos de envases, taparrosas, restos de vasos desechables, plásticos en general, papel plastificado, unicolor y "pellets" (perlas o lágrimas de sirena), fibras, entre otros (Fig. 5).

Por otro lado, en el conteo directo al microscopio estereoscópico mediante luz polarizada se observaron microplásticos, los cuales se contabilizaron como piezas totales, encontrándose dos en La Mancha, 22 en Chachalacas, tres en Chalchihuecan, ocho en Sendero y 37 en Antón Lizardo. Estas piezas plásticas al ser vistas con luz polarizada se distinguen de otras como granos de arena y pequeños fragmentos de rocas, ya que son iridiscentes como se observa en la Figura 6.

Mediante FTIR se procesaron 180 piezas. En cuanto al tamaño, 72 correspondieron a microplásticos y 108 a mesoplásticos. Respecto a la forma, 92.35 % presentaron forma irregular, 4.12 % fueron fibras, 1.76 % "pellets" y 1.76 % películas. Respecto al tipo y dominancia de polímeros plásticos encontrados en las playas del PNSAV, el 26.67 % correspondieron a polietileno de alta densidad (HDPE), 23.33 % polipropileno (PP), 27.22 % polietileno de baja densidad (LDPE), 2.22 % cloruro de polivinilo (PVC), 0.56 % poliestireno, mientras que 20 % no se pudieron identificar. Al realizar las comparaciones múltiples con la prueba de Tukey no se encontraron diferencias significativas ($p = 0.99$).

En la Figura 7, el gráfico radial muestra el análisis de tres variables: cantidad, polímero y sitio de muestreo. Se observa que el polietileno de alta y baja densidad (HDPE y LDPE) se encuentra en mayor proporción en todos los sitios, seguido de polipropileno. En cuanto a sitio de muestreo, las playas de Antón Lizardo, El Sendero y Chachalacas tuvieron la mayor cantidad de piezas de plástico, siendo La Mancha y Chalchihuecan, las playas con menos piezas plásticas.

Las imágenes SEM mostraron intemperización de los microplásticos así como hendiduras, lo cual sugiere que se aumenta la superficie de contacto permitiendo que se puedan adherir algunos contaminantes (metales pesados, pesticidas) o incluso microorganismos (Fig. 8).

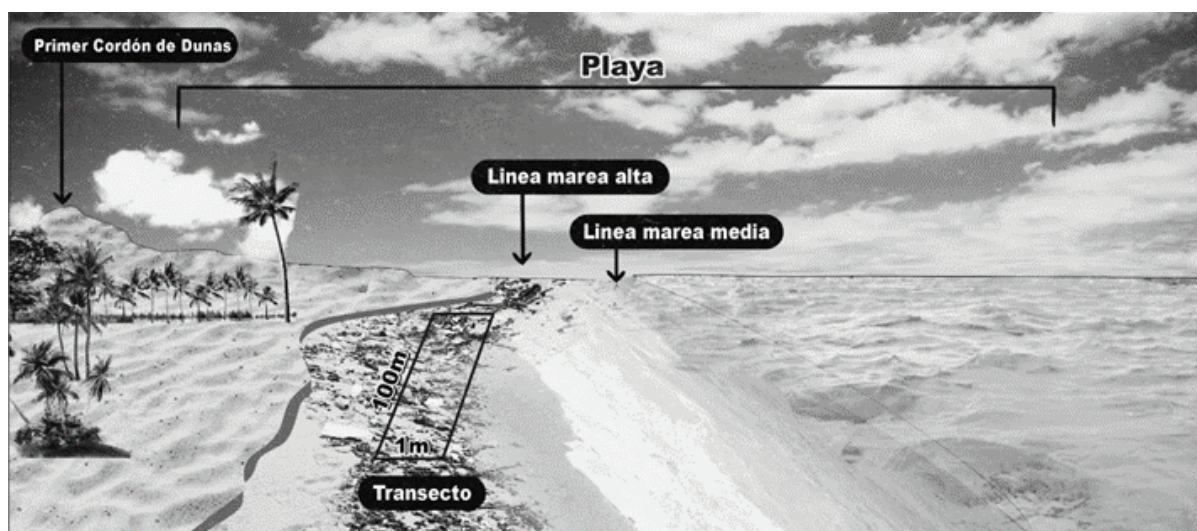


Figura 2. Representación esquemática de las zonas de muestreo en las playas arenosas.

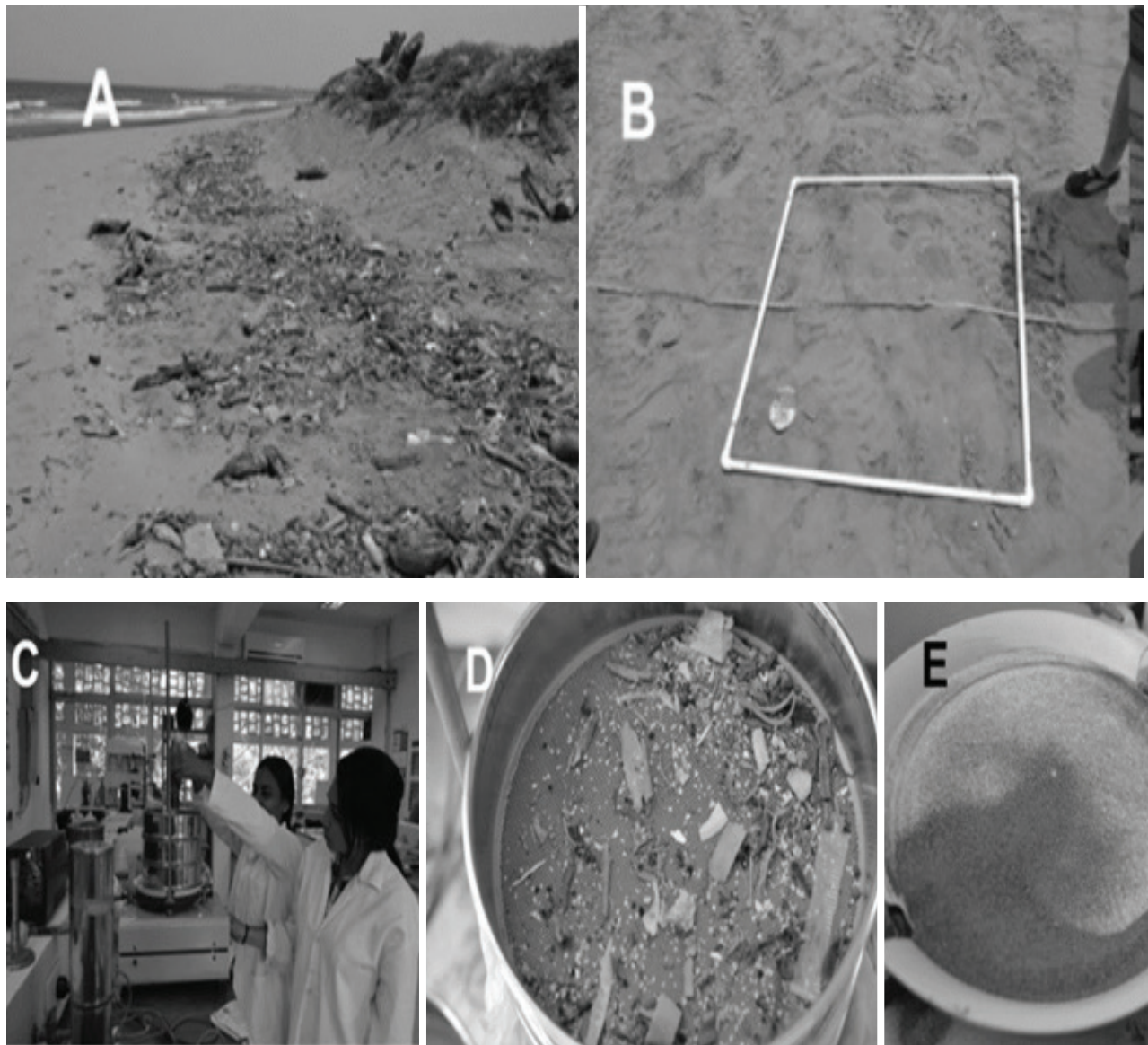


Figura 3. Secuencia de muestreo y observación de piezas de plástico en muestras de las playas arenosas de la región costera central del estado de Veracruz. A) Se observa uno de los sitios de muestreo, B) Toma de muestras, C) Procesamiento de muestras en el tamizador y D-E) presencia de mesoplásticos y microplásticos en el tamiz.

DISCUSIÓN

Se observó **la presencia de** macroplásticos en las playas de Chalchihuecan, El Sendero y Antón Lizardo, mientras que La Mancha y las dunas de Chachalacas no presentaron, aunque esto debe tratarse con cautela pues solo se hizo la cuantificación de microplásticos. En playa La Mancha se realizan actividades de limpieza por formar parte del área natural protegida del Instituto de Ecología A.C. En el caso de las playas de Chalchihuecan, El Sendero y Antón Lizardo, se sabe que reciben la influencia de los ríos La Antigua y Jamapa lo cual, de acuerdo con Wessel *et al.* (2016) y Peralta-Pelaez *et al.* (2022) representan el principal aporte de piezas de plásticos a las zonas costeras, lo que puede explicar la mayor presencia de mesoplásticos y microplásticos en estas playas.

Benavente-Talavera (2021) en playas de Perú, muestran un promedio de 1 382 a 599 partículas/m². En la Tabla 2 resumimos los trabajos realizados en el Golfo de México, incluyendo el presente estudio con fines comparativos. En cuanto al estado de Veracruz, en dicha tabla se observa que en la zona norte del estado hay una mayor cantidad de microplásticos (Tuxpan y Tecolutla), siendo la playa de Tecolutla donde se encuentra la mayor cantidad, en su mayoría fibras. Se ha reportado que las descargas de zonas urbanizadas tienen un alto contenido de fibras debido a las aguas residuales de lavandería de ropa sintética (Borges-Ramírez *et al.*, 2019). Una posible causa de la presencia de fibras en el norte del estado puede deberse a la descarga principalmente de los ríos Tecolutla y Cazones, los cuales arrastran residuos de zonas industriales, agrícolas y urbanas (Flores-Cortés & Armstrong-Altrin, 2022). Por otro lado, en la

región central del estado, específicamente en la zona de influencia el PNSAV, observamos que los resultados obtenidos están en concordancia con los obtenidos por otros autores en sedimentos arenosos, donde se reportan 5.8 pz/m², encontrándose en mayor abundancia plásticos rígidos irregulares, pertenecientes a microplásticos secundarios (Narciso-Ortiz *et al.*, 2020; Peralta-Peláez *et al.*, 2022). Es importante resaltar que, aunque la región del PNSAV recibe la influencia de la zona conurbada Veracruz-Boca del Río-Medellín-Alvarado, la presencia de fibras es baja con respecto a lo reportado en el norte del estado en Tecolutla (Flores-Cortés & Armstrong-Altrin, 2022). Por lo tanto, es necesario realizar estudios de presencia de microplásticos en agua de mar, además de arrecifes y manglares, los cuales pueden proveer el servicio ambiental de retención de piezas de plástico.

Las abundancias de microplásticos encontradas en playas del norte del Golfo de México son preocupantes por el impacto negativo que pueden tener para la incubación de las tortugas marinas y la biodiversidad de la zona (Wessel *et al.*, 2016; Beckwith & Fuentes, 2018). Además, se han reportado concentraciones totales de MP en la columna de agua en el norte del Golfo de México que fluctúan de 4.8 a 18.4 partículas/m³ y que, por su tamaño, pueden ser “confundidos” con zooplancton e ingeridos por los depredadores, pasando así a la cadena trófica (Di Mauro *et al.*, 2017). Considerando lo anterior, los valores que se reportan en la Tabla 2 deben ser considerados de igual manera como preocupantes.

Con respecto a la caracterización química encontrada, destaca la presencia de polipropileno, así como polietileno de alta y de baja densidad (Fig. 8). Estos resultados están de acuerdo con los estudios reportados por otros autores en el Golfo de México, específicamente en México (Tabla 2).

Se pueden identificar tres causas por las que estos polímeros se encuentran en mayor abundancia: el nivel de producción, la densidad y el origen. En cuanto a la producción, estos polímeros son los que se producen mayormente a nivel mundial (64 %) para la generación de plásticos de un solo uso (Europe Plastics, 2022). Adicionalmente, el tereftalato de polietileno y policloruro de vinilo también son polímeros que se producen en grandes cantidades (Europe Plastics, 2022); sin embargo, el PET no es el polímero más encontrado en el medio ambiente, pero si es el más abundante en seres humanos (Leslie *et al.*, 2022). En este trabajo se encontró PET en baja cantidad por lo que la densidad es el otro factor importante. El PET tiene una densidad mayor (1.37 a 1.38 g/mL), al igual que el PVC con 1.10 a 1.47 g/mL o algunos otros como el policarbonato o nylon con 1.15 a 1.22 g/mL. Los plásticos menos densos se pueden mantener en la superficie o en la columna de agua de mar y son transportados con mayor facilidad por las corrientes marinas, o quedan atrapados en la materia flotante y terminan por depositarse en los sedimentos costeros como las playas; en contraste, los más densos se pueden acumular en los sedimentos del fondo marino. En cuanto al origen, la mayoría de los poliésteres provienen del desprendimiento de prendas de vestir al momento de lavarlas, lo que implica que llegan al mar en forma de microplásticos pequeños, que al tener una superficie de contacto menor ocasionan que se vayan al fondo marino a diferencia del polipropileno y el polietileno que provienen de un macrolástico transformado en mesoplásticos y posteriormente, a microplásticos grandes y/o pequeños que cuentan con mayor superficie de contacto para flotar y mayor posibilidad para ser identificados en los distintos ambientes de playa.

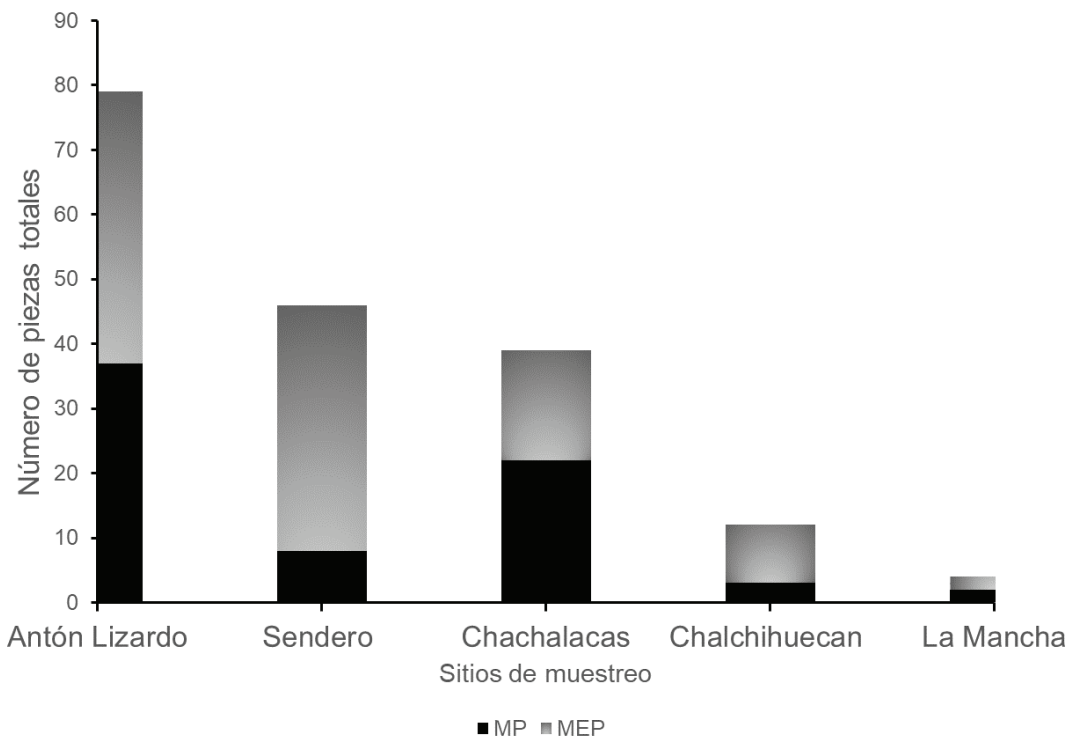


Figura 4. Número de piezas totales de plástico encontradas en las playas muestreadas. Mesoplásticos (negro), Microplásticos (gris).

Tabla 2. Presencia de microplásticos en arena en el Golfo de México.

Región	Sitios de muestreo	Año	Cantidad de piezas de plástico	Forma más abundante	Polímero más abundante	Referencia
Mobile Bay, USA	Siete sitios del estuario	2014	2-117 pz/m ²	Plástico rígido irregular	PE y PP	Wessel <i>et al.</i> (2016)
Región costera del sureste de USA	16 playas entre Carolina del Norte y Texas, y dos en las Islas Vírgenes de USA	2013	43-443 pz/kg	Fibras	PET	Yu <i>et al.</i> (2018)
Norte del golfo de México, Unidad de recuperación de tortugas, Florida	10 playas donde anidan tortugas	2017	2.7-16 pz/m ²	Plástico rígido irregular	NR	Beckwith & Fuentes (2018)
Campeche	Muelle 7 agosto API Hotel del Mar Auto Sur Termoeléctrica	2016-2017	76-472 pz/m ²	Fibras	PET	Borges-Ramírez <i>et al.</i> (2019)
USA (Texas Florida)	Playa Bonita Bahías de Galveston y Lavaca Matagorda Cox Creek	2018-2019	377-1 pz/10m	“pellets” de plástico de preproducción	NR	Tunnell <i>et al.</i> (2020)
Mississippi Alabama Louisiana)	Puerto de Veracruz, Boca del Río, Isla Mujeres, Cancún, Playa del Carmen, Felipe Carrillo Puerto, Mahahual					
México (Veracruz, Quintana Roo, Yucatán)	Progreso					
Tamaulipas Veracruz	Miramar Tamiagua Tuxpan	2018	123-17 pz/m ²	Plástico rígido irregular	PE, PP y PS	Álvarez-Zeferino <i>et al.</i> (2020)
Tabasco Campeche, Yucatán	Tecolutla Chachalacas Sontecomapan Caracol Brujas Acapulquito					
Mississippi Costa del Golfo	Progreso Sedimentos de marismas de estuarios de los ríos Pascagoula, Jourdan y Pearl Rivers	2019	1-104 pz/100 g	Fibras	NR	Weitzel <i>et al.</i> (2021)
Tecolutla	Playa de Tecolutla	2021	181 pz/75 g	Fibras	NR	Flores-Cortés & Armstrong-Altrín (2022)
Tecolutla	Estuario	2016-2017	121 pz/Kg	Fibras	PES, PA, NY	Sánchez-Hernández <i>et al.</i> (2021)
Tuxpan	Playa Tuxpan	2017	73.2 pz/m ²	Plástico rígido irregular	PE, PP, PS	Rosado-Piña <i>et al.</i> (2018)
PNSAV	Playas de Veracruz-Boca del Río	2018	5.8 pz/m ²	Plástico rígido irregular	NR	Narciso-Ortiz <i>et al.</i> (2020)
Zona de influencia del PNSAV	La Mancha Chachalacas Chalchihuecan El Sendero	2019 2021	6.5-1.3 pz/m ²	Plástico rígido irregular	LDPE, HDPE, PP	Este estudio

HDPE-polietileno de alta densidad. LDPE-polietileno de baja densidad. NR-no reportado. PA-poliamida, PE- polietileno, PES-polyester, PET-tereftalato de polietileno, PP-polipropileno, PS-poliestireno, NY-nylon.

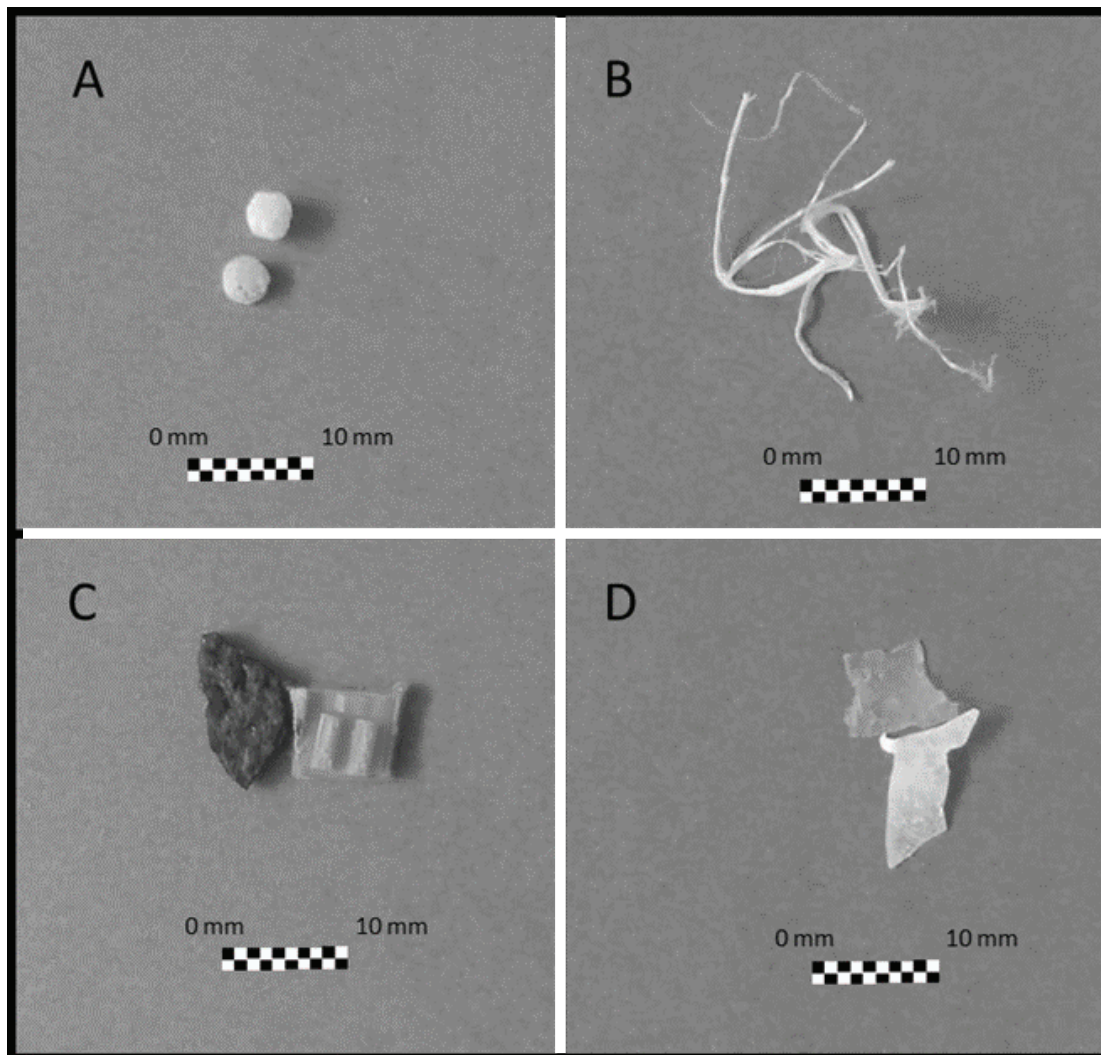


Figura 5. Dimensión de piezas plásticas encontradas en las muestras de arena de playas. (A) Perlas o Nurdels, (B) Fibras, (C) Fragmentos de mesoplásticos y (D) Films o Películas plásticas.

Los microplásticos encontrados son secundarios, estos al ser intemperados sufren desgaste en su superficie lo que genera diferentes espacios como surcos, perforaciones o rugosidades que incrementan la superficie de contacto de las piezas de plástico (Fig. 7a) y favorecen la adhesión de microorganismos que se encuentran en el entorno (Fig. 7b). Estas partículas, por sus características físicas y su capacidad de transportación por las corrientes marinas, pueden fungir como vectores de dispersión para distintos contaminantes y patógenos que podrían afectar a diferentes tipos de organismos como los corales (Carbery *et al.*, 2018)

Por lo tanto, las piezas de plástico constituyen hábitats relativamente estables, un nicho ecológico emergente para bacterias y al mismo tiempo crean biopelículas que podrían afectar las propiedades físicas y químicas del plástico y aumentar aún más, la adsorción de contaminantes químicos. Adicionalmente, dado que se pueden transportar por medio de

las corrientes, pueden llegar a otros sitios en el mundo (Zbyszewski *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2017; Altieri-Redondo, 2020; Liu *et al.*, 2021); si a esto se le suma que la intemperización que genera grietas en las superficies de los plásticos degradados proporcionan muchas superficies ásperas que brindan sitios de unión fácilmente disponibles para los organismos marinos en las regiones del estudio (Fig. 8).

Se detectó la presencia de meso- y microplásticos en la zona emergida de las playas de la zona de influencia del PNSAV, los cuales pueden representar un problema no solo para la fauna y flora marina, sino también para la biodiversidad de playas y dunas; así como para la salud humana por la posible ingesta de especies de consumo humano de esa zona. La mayor parte de los microplásticos encontrados son de forma irregular, lo cual representa un riesgo, ya que como se observó, estas piezas sirven como vectores de dispersión de otros contaminantes y microorganismos.

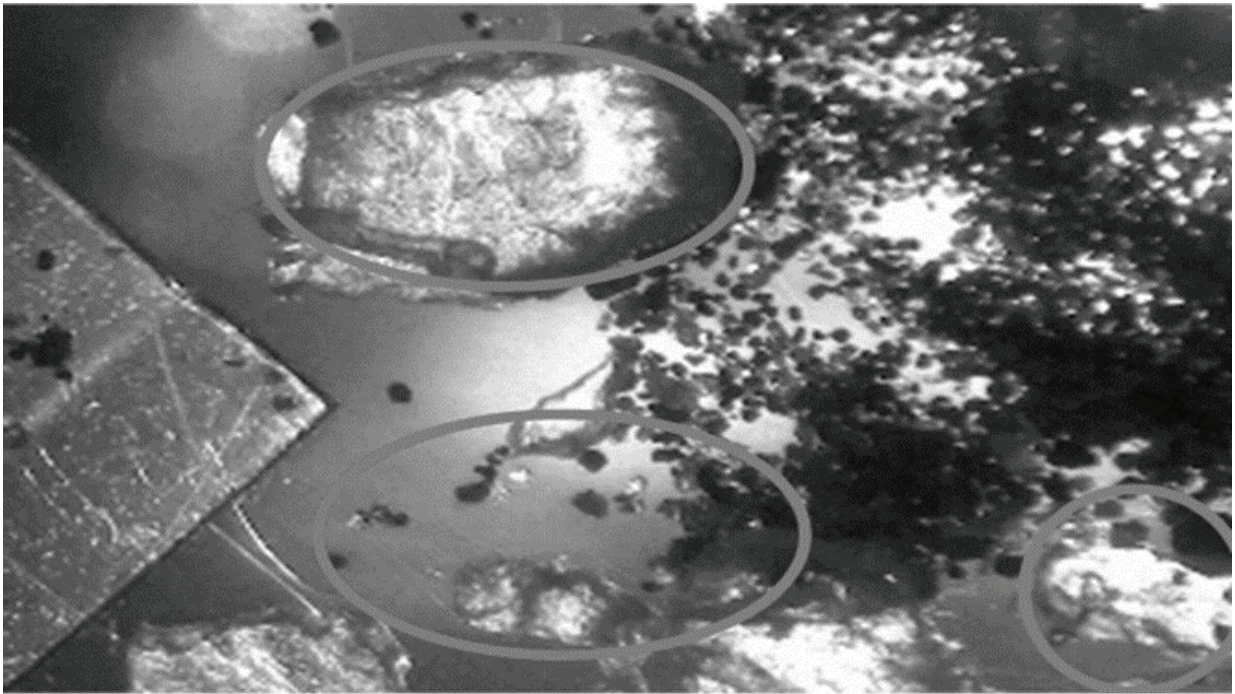


Figura 6. Fotografía de microplásticos con luz polarizada. *Círculos* encierran microplásticos iridiscentes.

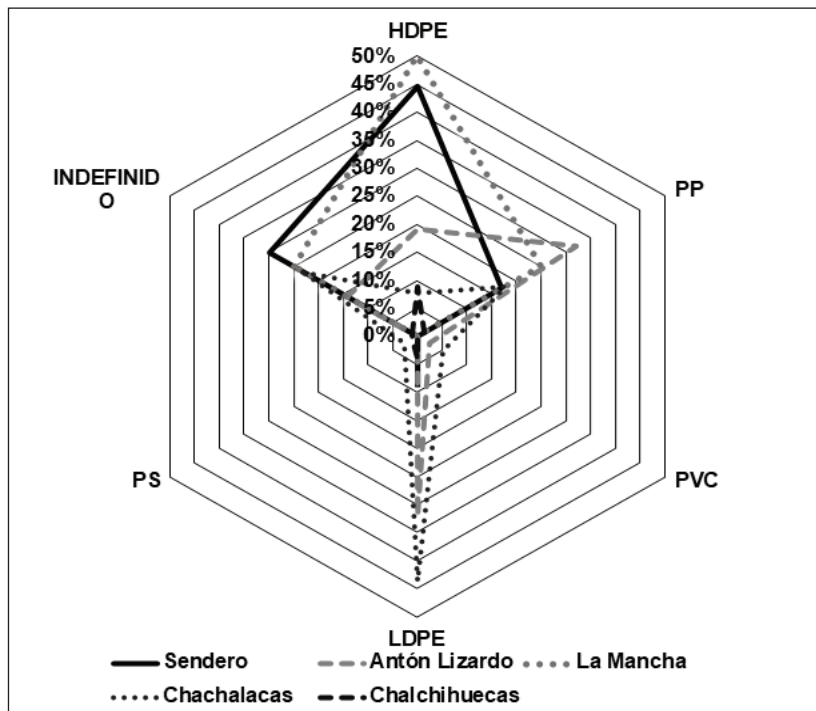


Figura 7. Caracterización química de los polímeros encontrados en las playas de la zona de estudio. Destaca la proporción de polietileno de baja y alta densidad.

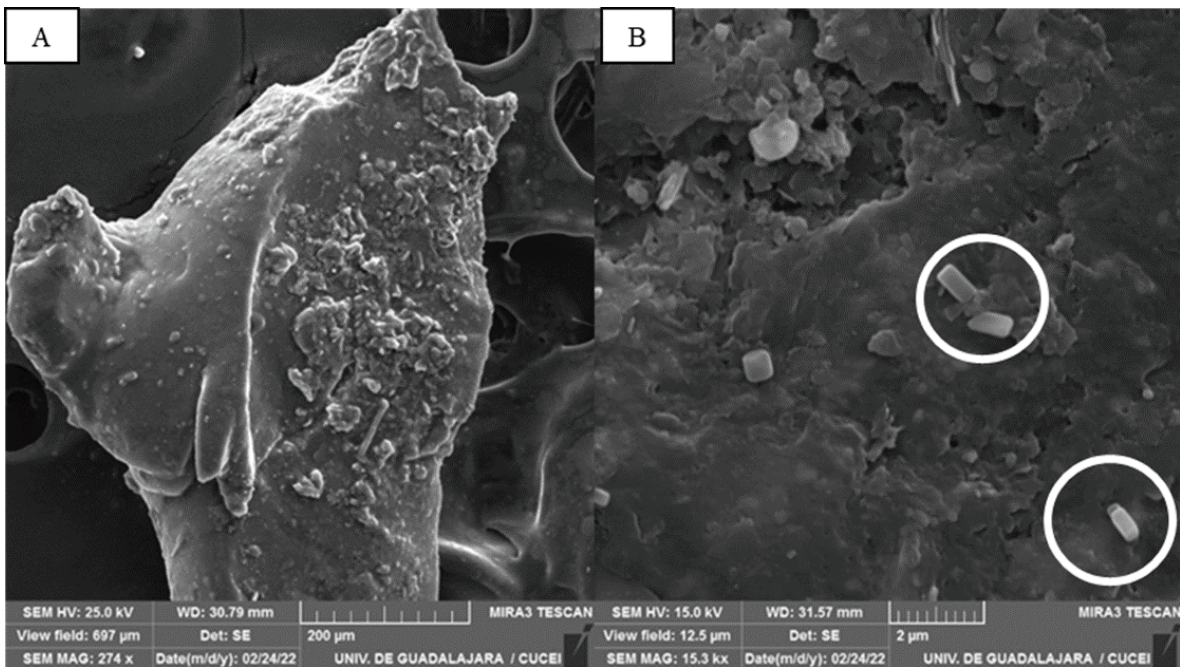


Figura 8. Micrografía electrónica (274x, A; 15.3x, B) de un microplástico menor de 1 mm. (A) Se visualizan rasgos de intemperización (rugosidad, deformaciones). (B) Se distinguen hendiduras o cavidades donde se pueden adherir posibles contaminantes y bacterias, las cuales se observan encerradas en círculos blancos.

El presente estudio aporta nuevos conocimientos sobre la contaminación por plásticos de las playas de la zona de influencia del PNSAV, los cuales pueden utilizarse para obtener datos cruciales para la gestión de estos residuos plásticos en esta región. Sin embargo, se requiere realizar un mayor número de estudios tanto en la zona emergente de la playa como en otros ambientes marino-costeros del PNSAV. Además, se necesitan protocolos normalizados de vigilancia de macro, meso y microplásticos para establecer la línea base de referencia, que permitan hacer comparables los resultados en todos los ambientes que se muestren y vigilar la contaminación no sólo de las costas de la zona de influencia del PNSAV, sino también en todo el país.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por las becas de Maestría otorgadas a CHA (990771) y LHC (1090175). Al Tecnológico Nacional de México por los proyectos financiados con claves 8343.20-P y 11012.21-P. Los autores agradecen a Ivania Aguilar López y Roberto C. Monroy Ibarra por la elaboración de los mapas así mismo agradecemos a los revisores y al editor por su observaciones y comentarios que permitieron mejorar el texto.

REFERENCIAS

ALTIERI-REDONDO, L. 2020. Microplásticos como vectores de transmisión de bacterias resistentes a antibióticos en sistemas acuáticos. Tesis de Maestría en Hidrología y Gestión de Recursos Hídricos. Universidad de Alcalá. Alcalá de Henares, España.

BECKWITH, V. K. & M. M. FUENTES. 2018. Microplastic at nesting grounds used by the northern Gulf of Mexico loggerhead recovery unit. *Marine Pollution Bulletin* 131: 32-37. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.04.001

BENAVENTE-TALAVERA, V. R. 2021. Determinación de la presencia de microplásticos en nueve playas de Camaná-Arequipa-Perú y Programa de Sensibilización. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Industrial. Facultad de Ciencias e Ingenierías Físicas y Formales, Universidad Católica de Santa María, Perú. 123 p.

BORGES-RAMÍREZ, M. M., R. DZUL-CAAMAL & J. RENDÓN-VON OSTEN. 2019. Occurrence and seasonal distribution of microplastics and phthalates in sediments from the urban channel of the Ria and coast of Campeche, Mexico. *Science of The Total Environment* 672: 97-105. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.03.472

BORRELLE, S. B., J. RINGMA, K. L. LAW, C. C. MONNAHAN, L. LEBRETON, A. MCGIVERN, E. MURPHY, J. JAMBECK, G. H. LEONARD, M. A. HILLEARY, M. ERIKSEN, H. P. POSSINGHAM, H. DE FROND, L. G. GERBER, B. POLIDORO, A. TAHIR, M. BERNARD, N. MALLLOS, M. BARNES & C. M. ROCHMAN. 2020. Predicted growth in plastic waste exceeds efforts to mitigate plastic pollution. *Science* 369 (6510): 1515-1518. DOI: 10.1126/science.aba3656

CARBERRY, M., W. O'CONNOR & T. PALANISAMI. 2018. Trophic transfer of microplastics and mixed contaminants in the marine food web and implications for human health. *Environment International* 115: 400-409. DOI: 10.1016/j.envint.2018.03.007.

DI MAURO, R., M. J. KUPCHIK & M. C. BENFIELD. 2017. Abundant plankton-sized microplastic particles in shelf water of the northern Gulf of

- Mexico. *Environmental Pollution* 230: 789-809. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.07.030
- ENRÍQUEZ-HERNÁNDEZ, G. 2003. Criterios para evaluar la aptitud recreativa de las playas en México: una propuesta metodológica. *Gaceta Ecológica* 68: 55-68.
- EUROPE PLASTICS. 2022. Plastics—the facts 2022. *PlasticEurope* 1: 1-81.
- Flores-Cortés, M. & J. S. Armstrong-Altrin. 2022. Textural characteristics and abundance of microplastics in Tecolutla beach sediments, Gulf of Mexico. *Environmental Monitoring and Assessment* 194 (10): 752. DOI: 10.1007/s10661-022-10447-4
- FRIAS, J. P. G. L & R. NASH. 2019. Microplastics: Finding a consensus on the definition. *Marine Pollution Bulletin* 138: 145-147. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.11.022
- HANVEY, J. S., P. J. LEWIS, J. L. LAVERS, N. D. CROSBIE, K. POZO & B. O. CLARKE. 2017. A review of analytical techniques for quantifying microplastics in sediments. *Analytical Methods* 9 (9): 1369-1383. DOI: 10.1039/C6AY02707E
- HIDALGO-RUZ, V. & M. THIEL. 2013. Distribution and abundance of small plastic debris on beaches in the SE Pacific (Chile): A study supported by a citizen science project. *Marine Environmental Research* 87-88: 12-18. DOI: 10.1016/j.marenvres.2013.02.015
- HIDALGO-RUZ, V., L. GUTOW, R. C. THOMPSON & M. THIEL. 2012. Microplastics in the marine environment: a review of the methods used for identification and quantification. *Environmental Science & Technology* 46 (6): 3060-3075. DOI: 10.1021/es2031505
- HISHAN, S. S. 2023. Changing landscape of plastic waste management in India. In: Crowther, D. & F. Quoquab (eds.). *Socially Responsible Plastic: Is This Possible?* Emerald Publishing Limited, Bingley, pp. 105-119. DOI: 10.1108/S2043-052320230000019007
- JAMBECK, J. R., R. GEYER, C. WILCOX, T. R. SIEGLER, M. PERRYMAN, A. ANDRADY & K. L. LAW. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347 (6223): 768-771. DOI: 10.1126/science.1260352
- LECKE-MITCHELL, K. M. & K. MULLIN. 1992. Distribution and abundance of large floating plastic in the north-central Gulf of Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 24 (12): 598-601. DOI: 10.1016/0025-326X(92)90279-F
- LESLIE, H. A., M. J. VAN VELZEN, S. H. BRANDSMA, A. D. VETHAAK, J. J. GARCIA-VALLEJO & M. H. LAMOREE. 2022. Discovery and quantification of plastic particle pollution in human blood. *Environment International* 163: 107199. DOI: 10.1016/j.envint.2022.107199
- Liu, S., J. Shi, J. Wang, Y. Dai, H. Li, J. Li, X. Liu, X. Chen, X. Wang & P. Zhang. 2021. Interactions between microplastics and heavy metals in aquatic environments: a review. *Frontiers in Microbiology* 12: 730. DOI: 10.3389/fmicb.2021.652520
- NARCISO-ORTIZ, L., A. COREÑO-ALONSO, D. MENDOZA-OLIVARES, C. A. LUCHO-CONSTANTINO & M. A. LIZARDI-JIMÉNEZ. 2020. Baseline for plastic and hydrocarbon pollution of rivers, reefs, and sediment on beaches in Veracruz State, México, and a proposal for bioremediation. *Environmental Science and Pollution Research* 27 (18): 23035-23047. DOI: 10.1007/s11356-020-08831-z
- PEÑA-MONTES, C. & L. A. PERALTA-PELÁEZ. 2018. Plástificación de la biodiversidad. In: Ávila-Akerberg, V. & T. González Martínez. *Biodiversidad, servicios ecosistémicos y los objetivos del desarrollo sostenible en México*. Universidad Autónoma del Estado de México y Servicio Alemán de Intercambio Académico, pp.191-209.
- PERALTA-PELÁEZ, L. A., J. SANTANDER-MONSALVO, O. O. RIVERA-GARIBAY & O. GARELLI-RÍOS. 2022. Amenaza plástica: un problema en las costas veracruzanas. *Greenpeace México*, 44 p.
- PIÑÓN-COLIN, T., R. RODRIGUEZ-JIMENEZ, M. A. PASTRANA-CORRAL, E. ROGEL-HERNANDEZ & F. T. WAKIDA. 2018. Microplastics on sandy beaches of the Baja California Peninsula, Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 131: 63-71. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2018.03.055
- RETAMA, I., M. P. JONATHAN, V. C. SHRUTI, S. VELUMANI, S. K. SARKAR, D. R. PRIYADARSI & P. F. RODRÍGUEZ-ESPINOSA. 2016. Microplastics in tourist beaches of Huatulco Bay, Pacific coast of southern Mexico. *Marine Pollution Bulletin* 113 (1-2): 530-535. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.08.053
- ROSADO-PIÑA, V. L., N. MENDOZA-MUÑOZ, A. VÁZQUEZ-MORILLAS, J. C. ÁLVAREZ-ZEFERINO, M. BELTRÁN-VILLAVICENCIO & S. OJEDA-BENÍTEZ. 2018. Caracterización de microplásticos y muestreo de residuos sólidos urbanos de la playa de Tuxpan, Veracruz. *Encuentro de Expertos en Residuos Sólidos* 11 (1): 64-72.
- SÁNCHEZ-HERNÁNDEZ, L. J., P. RAMÍREZ-ROMERO, F. RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, V. H. RAMOS-SÁNCHEZ, R. A. MÁRQUEZ MONTES, H. ROMERO-PAREDES RUBIO, S. B. SUJITHA & M. P. JONATHAN. 2021. Seasonal evidences of microplastics in environmental matrices of a tourist dominated urban estuary in Gulf of Mexico, Mexico. *Chemosphere* 277: 130261. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.130261
- SEMARNAT (SECRETARÍA DE MEDIO AMBIENTE Y RECURSOS NATURALES). 2017. El Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV). Disponible en línea en: <https://www.gob.mx/semarnat/articulos/sistema-arrecifal-veracruzano-y-el-desarrollo-sustentable?idiom=es> (consultado el 19 noviembre, 2022)
- SHRUTI, V. C., M. P. JONATHAN, P. F. RODRIGUEZ-ESPINOSA & F. RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ. 2019. Microplastics in freshwater sediments of Atoyac river basin, Puebla City, Mexico. *Science of The Total Environment* 654: 154-163. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.11.054
- SHRUTI, V. C., F. PÉREZ-GUEVARA & G. KUTRALAM-MUNIASAMY. 2021. The current state of microplastic pollution in the world's largest gulf and its future directions. *Environmental Pollution* 291: 118142. DOI: 10.1016/j.envpol.2021.118142
- TUNNELL, J. W., K. H. DUNNING, L. P. SCHEEF & K. M. SWANSON. 2020. Measuring plastic pellet (nurdle) abundance on shorelines throughout the Gulf of Mexico using citizen scientists: Establishing a platform for policy-relevant research. *Marine Pollution Bulletin* 151: 110794. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2019.110794
- WANG, Z. M., J. WAGNER, S. GHOSAL, G. BEDI & S. WAL. 2017. SEM/EDS and optical microscopy analyses of microplastics in ocean trawl and fish guts. *Science of the Total Environment*, 603, 616-626. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.06.047

- WEITZEL, S. L., J. M. FEURA, S. A., RUSH, R. B. IGLAY & M. S. WOODREY. 2021. Availability and assessment of microplastic ingestion by marsh birds in Mississippi Gulf Coast tidal marshes. *Marine Pollution Bulletin* 166: 112187. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2021.112187
- WESSEL, C., G. R. LOCKRIDGE, D. BATTISTE & J. CEBRIAN. 2016. Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: Insights into microplastic accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries. *Marine Pollution Bulletin* 109 (1): 178-183. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.06.002
- YU, X., S. LADEWIG, S. BAO, C. A. TOLINE, S. WHITMIRE, & A. T. CHOW. 2018. Occurrence and distribution of microplastics at selected coastal sites along the southeastern United States. *Science of the Total Environment*, 613, 298-305. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.100
- ZBYSZEWSKI, M., P. L. CORCORAN & A. HOCKIN. 2014. Comparison of the distribution and degradation of plastic debris along shorelines of the Great Lakes, North America. *Journal of Great Lakes Research* 40 (2): 288-299. DOI: 10.1016/j.jglr.2014.02.012

NOTA CIENTÍFICA

Crustáceos estomatópodos y decápodos en 12 arrecifes coralinos del Golfo de México

Stomatopod and decapod crustaceans in 12 coral reefs of the Gulf of Mexico

Jorge Luis Hernández-Aguilera¹, Rosa Estela Toral-Almazán¹, José Alfredo Ruiz-Nuño¹, Nuno Simões²

Recibido: 31 de octubre de 2022.

Aceptado: 17 de abril de 2023.

Publicado: agosto de 2023.

RESUMEN

Antecedentes. En 1985, dentro de un proyecto global de la Secretaría de Marina y continuado en la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México y en Estudio y Conservación de la Naturaleza, A. C., se inició una serie de recolectas de los crustáceos estomatópodos y decápodos que habitan en los arrecifes de coral de la costa este de México. **Objetivo.** Proveer un inventario actualizado y análisis de la riqueza de especies en 12 arrecifes para los dos órdenes de crustáceos. **Métodos.** Recolectas manuales, dragas, buceo libre y autónomo. Revisión de colecciones nacionales e internacionales y registros bibliográficos. **Resultados.** Los 12 arrecifes de coral estudiados están geográficamente distribuidos en cuatro grupos: Veracruz norte (97 especies), Veracruz centro (194 especies), Campeche (130 especies) y Yucatán (196 especies). Se reconocieron 12 especies, seis géneros y cinco familias para los estomatópodos y 314 especies, 155 géneros y 55 familias para los decápodos. La familia con la mayor riqueza fue Alpheidae con 53 especies (debido a la plasticidad de ocupar diversos hábitats disponibles en los arrecifes y al establecer simbiosis con otros taxones), seguido por los camarones Palaemonidae (29 especies) y los cangrejos araña de la familia Mithracidae (18 especies). La familia Portunidae (jaibas) presentó 16 especies, seguido de los cangrejos porcelánidos (15 especies) y los cangrejos xanthoideos (13 especies). Veinte familias presentaron solo una especie. Algunas especies son consideradas “especies en tránsito” como *Latreutes fucorum*, *Latreutes parvulus* y *Portunus sayi*, las cuales se encontraron asociadas a *Sargassum* spp. **Conclusiones.** Indudablemente el inventario de especies de los arrecifes coralinos mexicanos de la costa este, aumentará al efectuar un mayor esfuerzo de muestreo en diferentes fases de marea y épocas del año; así como, muestreos en los hábitats específicos para determinadas especies.

¹ Estudio y Conservación de la Naturaleza, A. C., Felipe Villanueva 159, Col. Peráltillo, Alcaldía Cuauhtémoc, Ciudad de México, 06220. México.

² Facultad de Ciencias, Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación (UM-DI-Sisal), Universidad Nacional Autónoma de México, Sisal, Yucatán, 97356. México.

*Corresponding author:

Jorge Luis Hernández-Aguilera: e-mail: econaturaac@gmail.com; econatura@econatura.org.mx

To quote as:

Hernández-Aguilera, J. L., R. E. Toral-Almazán, J. A. Ruiz-Nuño & Nuno Simões. 2023. Crustáceos estomatópodos y decápodos en 12 arrecifes coralinos del Golfo de México. *Hidrobiológica* 33 (2): 243-249.

DOI:10.24275/NPKO6030

Palabras clave: colecciones científicas, coral, Crustacea, inventario, riqueza de especies.

ABSTRACT

Background. In 1985, as part of a global project within the “Secretaría de Marina” and continued in the “Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México” and in “Estudio y Conservación de la Naturaleza, A. C.”, a collection series of stomatopods and decapods crustaceans that inhabit the coral reefs of the East coast of Mexico began. **Objective.** Provide an updated inventory and analysis of species richness on 12 reefs for the two orders of crustaceans. **Method:** Manual collection, dredges, free and autonomous diving. Review of national and international collections and bibliographic records. **Results.** The 12 coral reefs studied are geographically distributed in four groups: northern Veracruz (97 species), central Veracruz (194 species), Campeche (130 species), and Yucatán (196 species). Twelve species, six genera, and five families are recognized for the stomatopods, and 314 species, 155 genera, and 55 families for the decapods. The family with the highest richness was the Alpheidae, with 53 species (due to the plasticity of occupying

various available habitats in the reefs and by establishing symbiosis with other taxa), followed by Palaemonidae shrimps (29 species) and the spider crabs of the Mithracidae family (18 species). The Portunidae family (swimming crabs) presented 16 species, followed by porcelain crabs (15 species) and xanthoidean crabs (13 species). Twenty families presented only one species. Some species are considered “species in transit” such as *Latreutes fucorum*, *Latreutes parvulus*, and *Portunus sayi*, which were found to be associated with *Sargassum* spp. **Conclusions.** There is no doubt that the inventory of species of the Mexican reefs of the East coast will increase considerably by making a greater sampling effort at different tide phases and times of the year and sampling in specific habitats for certain species.

Keywords: scientific collections, coral, Crustacea, checklist, species richness.

Un primer registro sobre los crustáceos de los órdenes Stomatopoda Latreille, 1817 y Decapoda Latreille, 1802 que habitan en los arrecifes situados en la costa este de México, entre la desembocadura del Río Bravo (Tamaulipas) a Cabo Catoche (Quintana Roo), data al menos de 1890 a través de una expedición comandada por Angelo Heilprin de la Academia de Ciencias Naturales de Philadelphia (Estados Unidos de América) con la participación de J. E. Ives. Como parte de los resultados de esa expedición, Ives (1891) recolectó al decápodo *Paraliomeira longimana* (A. Milne-Edwards, 1865) entre las cavidades del coral *Acropora palmata* (Lamarck, 1816) en los alrededores del puerto de Veracruz. Posteriormente, en una serie de expediciones realizadas por buques pesqueros exploratorios de los Estados Unidos, en el periodo de 1950 a 1960, se recolectaron ejemplares en arrecifes coralinos como resultado de pequeños periodos de refugio en los arrecifes de Campeche y Yucatán (Springer & Bullis, 1956; Bullis & Thompson, 1965). El material biológico de dichas expediciones quedó resguardado en las colecciones biológicas: Collection of Marine Invertebrates en Texas, Estados Unidos (TCWC) y en el Smithsonian Institution National Museum of Natural History en Washington, D. C., Estados Unidos (USNM).

En la década de 1960, dos grupos mexicanos, uno del Instituto Politécnico Nacional (Chávez *et al.*, 1970; Chávez, 1973) y el otro del Instituto de Biología de la Universidad Nacional Autónoma de México (Villalobos-Figueroa, 1971) realizaron exploraciones en arrecifes de la costa este de México. El material biológico recolectado quedó depositado en la Colección de Peces e Invertebrados Marinos y Estuarinos de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas (CPIM-ENCB) y en la Colección Nacional de Crustáceos de la Universidad Nacional Autónoma de México (CNCR), ambas en la Ciudad de México.

Posteriormente, en la década de 1970, John W. Tunnell Jr. junto con grupos de estudiantes de la Universidad de Texas A&M efectuaron una serie de muestreos de diversos grupos de invertebrados en varios arrecifes de la costa este de México (Tunnell *et al.*, 2007). Como producto, para el caso de los crustáceos, se derivaron tesis de grado (Ray, 1974; Allen, 1982; White, 1982) y artículos en revistas científicas (Rickner, 1975, 1977).

Durante la década de 1980, la Secretaría de Marina-Armada de México (SEMAR) a través de la Dirección General de Oceanografía Naval, consideró indispensable inventariar la flora y fauna del territorio insular mexicano, por lo que, en sus diferentes estaciones, institutos y direcciones de investigación oceanográfica, se implementaron los muestreos en islas y arrecifes del Golfo de México y el océano Pacífico.

Los lotes de ejemplares de esos muestreos quedaron depositados en la colección Carcinológica, Secretaría de Marina, Instituto Oceanográfico del Pacífico en Manzanillo, Colima, México (SMIOM).

En las últimas cuatro décadas, instituciones mexicanas han efectuado muestreos en arrecifes de Veracruz, Campeche y Yucatán, entre las cuales se encuentran la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México (FCUNAM), la Facultad de Estudios Profesionales Iztacala (FESI), la Universidad Autónoma Metropolitana (UAM) y La Universidad Veracruzana (UV), entre otras. En Yucatán y Campeche, la Unidad Multidisciplinaria de Docencia e Investigación Sisal de la FCUNAM ha estado efectuando muestreos intensivos desde la década del 2000, y el material carcinológico recolectado está siendo depositado en la Colección Regional de Crustáceos de la Península de Yucatán (YUC-CC) en Sisal, Yucatán, México. Esta colección es importante porque está resguardando nuevo material biológico del sureste y mar Caribe mexicano. Algunos registros de esa colección han sido publicados en tesis de grado y artículos científicos (García-Calzada, 2013; Duarte *et al.*, 2014; Cervantes-Campero, 2018; Santana-Moreno, 2018), sin embargo, no se cuenta, todavía, con un inventario completo publicado de los estomatópodos y decápodos que se albergan en ella.

Así, esta contribución tiene como propósito enlistar y, al mismo tiempo, actualizar la nomenclatura y taxonomía de las especies de estomatópodos y decápodos de 12 arrecifes coralinos del Golfo de México (desde el Río Bravo, Tamaulipas hasta Cabo Catoche, Yucatán) depositados principalmente en la colección de la Secretaría de Marina (SMIOM), en la Colección de Estudio y Conservación de la Naturaleza, A. C. (ECN) y en la colección de la FACUNAM (YUC-CC), complementándose con registros de colecciones extranjeras revisados por los autores, así como con registros bibliográficos.

La base del presente estudio inició en 1985 con un primer trabajo de campo al arrecife Cayo Arcas, Campeche (en el cual participó como investigador responsable el primer autor de este trabajo) dentro de los programas de investigación oceanográfica de la Secretaría de Marina de México (SEMAR), para posteriormente continuar hacia otros arrecifes de Veracruz, Campeche y Yucatán hasta el año 1996 (Hernández-Aguilera, 1987; Hernández-Aguilera *et al.*, 1996). Como plataforma de apoyo logístico para el acceso a los arrecifes alejados de la zona costera, se utilizaron los buques oceanográficos H-02 “Dragaminas 20”, B/O “Altair” y B/O “Antares”. Por otro lado, dentro del programa de la FCUNAM denominado “Conocimiento y Evaluación de la Fauna Carcinológica Insular y Arrecifal de México” se efectuaron dentro del periodo de 1986 a 2010, trabajos de campo en arrecifes cercanos a la costa (principalmente los arrecifes coralinos del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano), utilizando como apoyo logístico embarcaciones menores y en algunas ocasiones (en arrecifes alejados de la costa), los buques oceanográficos de la SEMAR. También, dentro de los proyectos de investigación de la Asociación Civil “Estudio y Conservación de la Naturaleza”, se efectuaron recolectas ocasionales durante el periodo de 2011 a 2020.

Los muestreos fueron realizados, en su mayoría, en las lagunas arrecifales, revisando las oquedades de los esqueletos de coral, las macroalgas, la pedacería de rocas coralinas, las anémonas y las esponjas. En los arrecifes con “pastizales” se utilizó una red biológica de arrastre, así como redes de mano, trampas y bombas de succión. En la zona supramareal se revisaron madrigueras, se buscaron especímenes dentro y debajo de los troncos de árboles, de objetos voluminosos como boyas,

depósitos de agua, embarcaciones abandonadas, etc. Para los muestreos menores a 5 metros de profundidad se usó buceo libre, mientras que, los mayores a 5 metros se utilizó equipo de buceo autónomo (SCUBA).

En general, los especímenes biológicos determinados han quedado depositados en la Colección Carcinológica de la Secretaría de Marina (SMIOM) y como producto de ello, la información global, de acceso libre, en una base de datos de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Arenas-Fuentes & Hernández-Aguilera, 2000). A la información anterior, se ha sumado para los arrecifes coralinos de Campeche y Yucatán, los registros que provienen de la Colección Regional de Crustáceos de la Península de Yucatán (YUC-CC) a cargo del Dr. Nuno Simões (coautor del presente estudio).

Se construyó un listado de especies válidas de estomatópodos y decápodos asociados a 12 arrecifes coralinos del Golfo de México (isla Lobos, Tuxpan, isla Verde, Hornos, isla Sacrificios, De Enmedio, Anegada de Afuera, Santiaguillo, Cayo Arcas, Cayo Arenas, Triángulo Oeste y Alacrán) con base en registros de especímenes depositados en las colecciones SMIOM y YUC-CC. La lista de especies fue completada con la revisión de lotes de las colecciones TCWC y USNM, así como una revisión bibliográfica, considerando aquellos trabajos que principalmente tuvieron un respaldo de lotes depositados en una colección de referencia. Los nombres válidos y la nomenclatura siguen los criterios de WoRMS (2023).

El listado de especies se compone de 326 especies, 161 géneros y 60 familias. Las familias con la mayor riqueza de especies fueron Alpheidae Rafinesque, 1815 (53), Palaemonidae Rafinesque, 1815 (29), Mithracidae MacLeay, 1838 (18), Portunidae Rafinesque, 1815 (16) y Porcellanidae Haworth, 1825 (15).

Subfilum Crustacea Brönnich, 1772

Superclase Multicrustacea Regier, Shultz, Zwick, Hussey, Ball, Wetzer, Martin & Cunningham, 2010

Clase Malacostraca Latreille, 1802

Subclase Hoplocarida Calman, 1904

Orden Stomatopoda Latreille, 1817

Las especies que comprenden el orden Stomatopoda habitan en madrigueras que ellos mismos construyen o en madrigueras naturales. Son individuos ágiles, agresivos y difíciles de capturar (Reaka & Manning, 1981). Para el Golfo de México, se reconocen hasta el momento, 45 especies, 24 géneros y 11 familias (Reaka *et al.*, 2009). En los 12 arrecifes considerados en el presente estudio (Fig. 1) se registraron 12 especies, seis géneros y cinco familias. Destaca la presencia del género *Neogonodactylus* Manning, 1995 con seis especies, siendo habitantes comunes en los esqueletos de coral fuertemente bioerosionados o deambulando entre la vegetación sumergida. *Neogonodactylus oerstedii* (Hansen, 1895) se localizó en 11 de los 12 arrecifes (Tabla S1), por el contrario, *Neogonodactylus lacunatus* (Manning, 1966) solo se ubicó en el arrecife Verde, Sistema Arrecifal Veracruzano (SAV), Veracruz. *Nanosquilla candidensis* (Hernández-Aguilera & Hermoso-Salazar, 1988), hasta el momento, sigue siendo solo registrada para el arrecife Alacrán, Yucatán, ya que después de la recolecta de los especímenes tipo, solo ha sido reconocida en la misma área por García-Calzada (2013).

Subclase Eumalacostraca Grobben, 1892

Superorden Eucarida Calman, 1904

Orden Decapoda Latreille, 1802

Considerando el trabajo realizado por Felder *et al.* (2009) para el orden Decapoda, son reconocidas en el Golfo de México, 1 007 especies, 411 géneros y 103 familias. En el presente trabajo, para los doce arrecifes muestreados se inventariaron 314 especies, 155 géneros y 55 familias.

La familia con el mayor número de especies en los 12 arrecifes fue la Alpheidae con 53, lo cual es comprensible debido a que los camarones alfeidos presentan una gran plasticidad al tener la capacidad de ubicarse en una amplia variedad de microhábitats, que incluye asociaciones con otros taxones (Anker, 2010; Santana-Moreno, 2018). Asimismo, aun cuando existen especies representativas en aguas profundas, las especies son más comunes en aguas someras y tropicales (Chace, 1988; Bauer, 2004; Anker *et al.*, 2006; Almeida *et al.*, 2018). De las 53 especies reconocidas, solo *Alpheus bahamensis* (Rankin, 1898) se localizó en los 12 arrecifes.

La segunda familia con el mayor número de especies (29 especies dentro de 18 géneros) fue Palaemonidae Rafinesque, 1815. Esta familia de acuerdo con De Grave & Franssen (2011) es la más diversa dentro de los camarones carideos. Las especies que comprenden esta familia, al igual que la de los alfeidos, habitan en una gran diversidad de sustratos, muchos de ellos presentes en los arrecifes (fondos fangosos, arenas, rocas, algas, pastos marinos y coral) y en asociación con esponjas, anémonas, ascidias, erizos, caracoles y bivalvos (Chace, 1972; Heard & Spotte, 1991, 1997; Spotte *et al.*, 1991, 1994; Wicksten, 1995, 2005; Ugalde-García, 2014; Santana-Moreno, 2018). La especie mayormente distribuida fue *Cuapetes americanus* (Kingsley, 1878) localizada en nueve de los 12 arrecifes, mientras que 16 especies se localizaron en un solo arrecife (Tabla S1). Las especies *Latreutes fucorum* (Fabricius, 1798) y *Latreutes parvulus* (Stimpson, 1871) fueron encontradas asociadas al *Sargassum* spp. flotante y son consideradas "especies en tránsito" (obs. pers., Jorge Luis Hernández-Aguilera, Econatura, A. C.), lo cual indica que fueron recolectadas dentro del arrecife, pero no en el *Sargassum* que recaló por más de tres horas, ni en otro hábitat.

La tercera familia mejor representada en los 12 arrecifes fueron los cangrejos majoideos de la familia Mithracidae MacLeay, 1838, la cual presentó 18 especies, siendo *Mithraculus forceps* A. Milne-Edwards, 1875 la especie más recurrente al estar ubicada en 10 de los 12 arrecifes.

Los cangrejos conocidos popularmente con el nombre de "jaiba" pertenecientes a la familia Portunidae Rafinesque, 1815 estuvieron representados por 16 especies, con *Portunus sayi* (Gibbes, 1850) como "especie en tránsito"; mientras que, los cangrejos de la familia Porcellanidae Haworth, 1825 presentaron 15 especies. Por el contrario, para 17 familias se registró tan solo una especie (Tabla S1).

Para los dos órdenes (Stomatopoda y Decapoda), a nivel de área, Yucatán (arrecife Alacrán) presentó la mayor riqueza de especies (196) y Veracruz norte (arrecife de isla Lobos y arrecife Tuxpan) la menor (97). Alacrán es el arrecife con mayor área y con un alto esfuerzo de recolecta; indudablemente, otros factores pueden contribuir a su amplia riqueza, como son su posición geográfica, el sistema de corrientes y la hidrología. A nivel de arrecife, el menor número de especies lo presentaron Anegada de Afuera y Santiaguillo (17 especies, respectivamente) debido a que son arrecifes con pocos muestreos (Tabla S1).

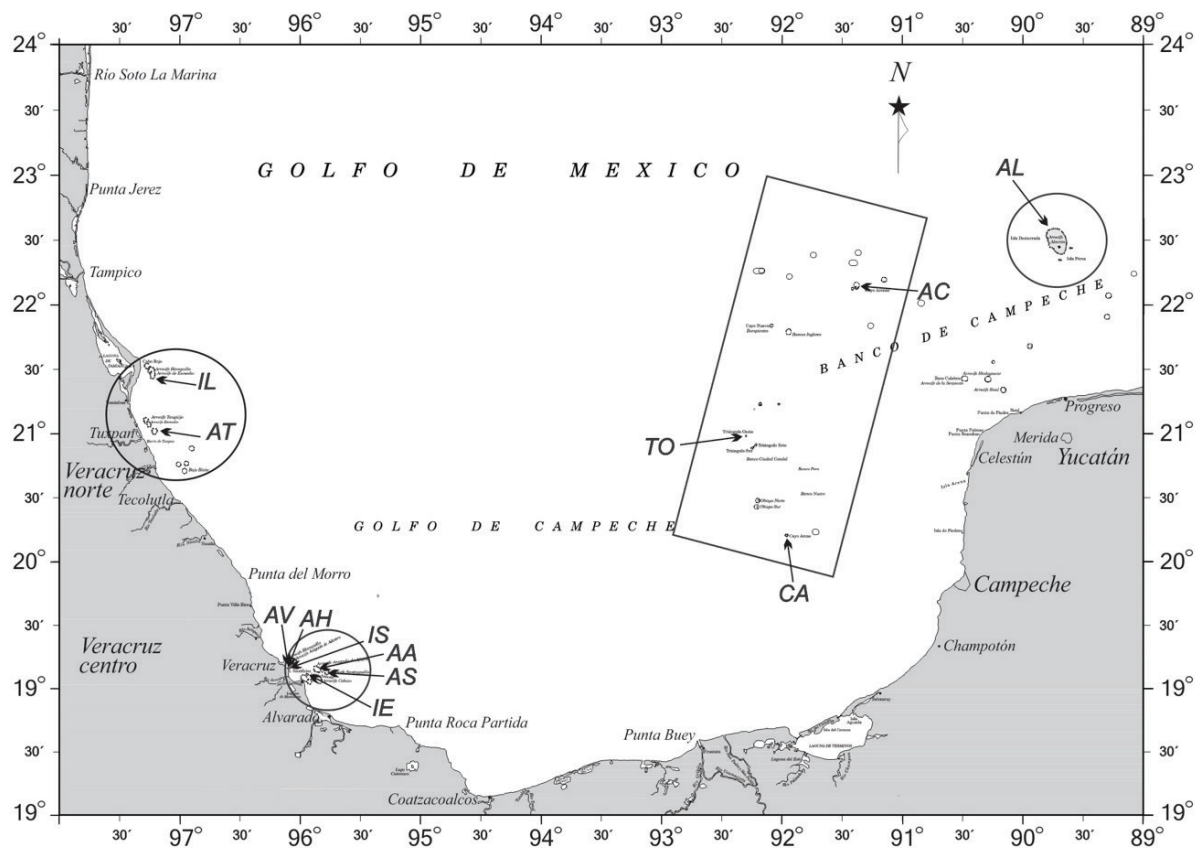


Figura 1. Ubicación geográfica por zonas de los doce arrecifes coralinos estudiados: Veracruz norte (IL= arrecife Isla Lobos y AT= arrecife Tuxpan), Veracruz centro (AV= arrecife isla Verde, AH= arrecife Hornos, IS= arrecife isla Sacrificios, IE= arrecife de Enmedio, AA= arrecife Anegada de Afuera, AS= arrecife Santiaguillo), Campeche (CA= arrecife Cayo Arcas, AC= arrecife Cayo Arenas, TO= arrecife Triángulo Oeste) y Yucatán (AL= arrecife Alacrán).

En cuanto a la riqueza por áreas, los dos arrecifes de Veracruz norte (isla Lobos y Tuxpan) presentaron en conjunto 97 especies, 58 géneros y 37 familias. Para el arrecife Tuxpan se determinaron 43 especies, mientras que el arrecife de isla Lobos registró 80 especies. Entre las posibles causas de esta diferencia está el tamaño de área de cada arrecife y el esfuerzo de muestreo. La información del arrecife Tuxpan proviene de 10 recolectas efectuadas en un lapso de un año por dos estudiantes de licenciatura para elaborar su tesis (Tejeda-Loya & Ortega-García, 1997), mientras que para el arrecife de isla Lobos, los registros provienen de un mayor esfuerzo de muestreo (Chávez *et al.*, 1970; Ray, 1974; Rickner, 1975, 1977; White, 1982; Arenas-Fuentes & Hernández-Aguilera, 2000).

En Veracruz centro, los arrecifes han sido intensamente muestreados, principalmente aquellos que presentan un cayo o isla (Verde, Sacrificios y Enmedio), que están cerca de la costa y, que son de fácil acceso con embarcaciones menores. Estos muestreos han abarcado las cuatro estaciones del año y más de 10 campañas en cada uno de los arrecifes, excepto en Anegada de Afuera y Santiaguillo. En conjunto, para los seis arrecifes considerados (Verde, Hornos, Sacrificios, Enmedio, Anegada de Afuera y Santiaguillo) se reconocieron 194 especies, 115 géneros y 50 familias.

En cuanto a los tres arrecifes analizados de Campeche (Cayo Arcas, Cayo Arenas y Triángulo Oeste) y que se encuentran alejados de la costa, se reconocieron 130 especies, 68 géneros y 36 familias. El esfuerzo de muestreo en estos arrecifes ha sido de bajo a intermedio en cuanto a campañas y hábitats, ya que, por su lejanía de la costa, se requiere apoyo logístico de una embarcación mayor y amplios recursos económicos.

Para Yucatán, Alacrán es un arrecife con cinco cayos o islas donde el esfuerzo de recolecta ha sido amplio por parte de la SEMAR, la FCUNAM tanto de la Ciudad de México como la que se ubica con sede en Sisal, Yucatán y ECONATURA, A. C.; de acuerdo con los muestreos y determinación de especies de esos grupos de investigación, se reconocen 196 especies, 103 géneros y 49 familias.

A pesar de que el primer registro de una especie de crustáceo decápodo en un arrecife mexicano de la costa del Golfo de México se documentó en 1891 (Ives, 1891), el conocimiento de la carcinofauna que habita en los diversos arrecifes ubicados entre el Río Bravo (Tamaulipas) y Cabo Catoche (Yucatán) es muy incompleto, tanto así que, un amplio número de arrecifes no cuentan con un solo muestreo. En este trabajo, se integran registros propios de recolectas, determinación de especies y curación de especímenes de aquellos arrecifes donde se

han efectuado desde una a más de diez recolectas y cuyos lotes están depositados en una colección de referencia (SMIOM y CC-YUC), así como registros revisados en colecciones extranjeras (TCWC y USNM) y aquellos consultados en la literatura. De cualquier forma, aun cuando los esfuerzos de recolección, trabajo de laboratorio, análisis de información y publicación de resultados se han llevado a cabo en intervalos de tiempo, se tiene una base que ha sido producto del esfuerzo de muestreo de diversas instituciones mexicanas y extranjeras a partir de la década de los 80s y con la recopilación de registros aislados del pasado. Lo anterior, ha dado como resultado un primer inventario de cuatro grupos de arrecifes (Veracruz norte, Veracruz centro, Campeche y Yucatán). Así, la lista de especies de 12 arrecifes da la pauta para ampliar los muestreos a los otros arrecifes de la región tomando en cuenta la prospección en diferentes fases de marea, épocas del año, así como hábitats, con lo que se podrá ir conjuntando y actualizando el registro de las especies de estomatópodos y decápodos de los arrecifes coralinos de la costa este de México.

AGRADECIMIENTOS

Diversas instituciones apoyaron la logística y contribuyeron con recursos económicos para los trabajos de campo y laboratorio, como son la Secretaría de Marina, la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México y la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Varios grupos de estudiantes de licenciatura, maestría y doctorado han apoyado con dedicación los trabajos de campo, laboratorio y gabinete, nuestro agradecimiento a cada uno de ellos. A Virgilio E. Arenas Fuentes por la revisión al manuscrito final. A la editora Rebeca Granja Fernández por sus atinadas sugerencias y a tres revisores anónimos por sus valiosos comentarios.

REFERENCIAS

- ALLEN, R. L. 1982. The reptant decapods of Enmedio and Lobos coral reefs, Southwestern Gulf of Mexico. Tesis de Maestría. Corpus Christi State University, Estados Unidos de América. 65 p.
- ALMEIDA, A. O., M. TEROSI, R. C. BURANELLI, A. L. CASTILHO, R. C. COSTA, F. J. ZARA & F. L. MANTELATTO. 2018. Checklist of decapods (Crustacea) from the coast of São Paulo State (Brazil) supported by integrative molecular and morphological data: II. Infraorder Caridea: family Alpheidae. *Zootaxa* 4450 (3): 331-358. DOI: 10.11646/zootaxa.4450.3.2
- ANKER, A. 2010. A new genus and three new species of alpheid shrimps (Crustacea, Decapoda, Caridea) from the tropical American coasts. *Zootaxa* 2652 (1): 47-63. DOI: 10.11646/zootaxa.2652.1.4
- ANKER, A., S. T. AHYONG, P. Y. NOEL & A. R. PALMER. 2006. Morphological phylogeny of alpheid shrimps: parallel preadaptation and the origin of a key morphological innovation, the snapping claw. *Evolution* 60 (12): 2507-2528.
- ARENAS-FUENTES, V. & J. L. HERNÁNDEZ-AGUILERA. 2000. Fauna carcinológica de México. Crustáceos estomatópodos y decápodos del Golfo de México. Río Bravo, Tamaulipas a Cabo Catoche, Q. Roo. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Informe final SNIB-CONABIO. Proyecto No. H022. México, Distrito Federal.
- ARVIZU-COYOTZI, J. K. 2013. Macrocrustáceos (Stomatopoda, Peracarida, Decapoda) de sustratos blandos y duros de tres arrecifes del Sistema Arrecifal Veracruzano. Tesis de Licenciatura en Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 158 p.
- BAUER, R. T. 2004. *Remarkable shrimps: adaptations and natural history of the carideans*. University of Oklahoma Press, Norman, 282 p.
- BULLIS, H. R. JR. & J. R. THOMPSON. 1965. Collections by the exploratory fishing vessels Oregon, Silver Bay, Combat, and Pelican made during 1956-1960 in the southwestern North Atlantic. *Special Scientific Report-Fisheries* 510: 1-130.
- CARRERA-PARRA, L. F. 1993. Estructura de la comunidad críptica asociada a las esponjas del arrecife de Isla de Enmedio, Veracruz, México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Biología, Universidad Veracruzana, México. 53 p.
- CERVANTES-CAMPERO, G. 2018. Inventario de cangrejos anomuros (Crustacea: Anomura) de aguas someras del noroeste de la península de Yucatán. Tesis de Maestría, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 183 p.
- CHACE, F. A. JR. 1972. The shrimps of the Smithsonian-Bredin Caribbean Expeditions with a summary of the West Indian shallow-water species (Crustacea: Decapoda: Natantia). *Smithsonian Contributions to Zoology* 98: 1-179. DOI: 10.5479/si.00810282.98
- CHACE, F. A. JR. 1988. The caridean shrimps (Crustacea: Decapoda) of the Albatross Philippine Expedition, 1907-1910, Part 5: Family Alpheidae. *Smithsonian Contributions to Zoology* 466: 1-99.
- CHÁVEZ, E. A., E. HIDALGO & M. L. SEVILLA. 1970. Datos acerca de las comunidades bentónicas del arrecife de Lobos, Veracruz. *Revista de la Sociedad Mexicana de Historia Natural* 31: 211-280.
- CHÁVEZ, E. A. 1973. Observaciones generales sobre las comunidades del arrecife de Lobos, Veracruz. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas* 20: 13-21.
- CHÁZARO-OLVERA, S., I. WINFIELD, M. BARCENA-CISNEROS & M. ORTIZ. 2013. Species of the genus *Periclimenaeus* (Decapoda, Caridea, Palaemonidae) associated with sponges from the Veracruz Coral Reef System National Park, SW Gulf of Mexico. *Crustaceana* 86 (6): 641-650. DOI: 10.1163/15685403-00003168
- DE GRAVE, S. & C. H. J. M. FRANSEN. 2011. Carideorum catalogus: the recent species of the Dendrobranchiate, Stenopodidean, Procarididean and Caridean shrimps (Crustacea: Decapoda). *Zoologische Mededelingen Leiden* 85 (9): 195-589.
- DELGADO-MARTÍNEZ, C. G. 2012. Riqueza de crustáceos decápodos (Brachyura) de la costa noroeste del estado de Yucatán. Tesis Maestría en Ciencias (Biología Marina). Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 204 p.
- DUARTE-GUTIÉRREZ, J. A. 2012. Camarones alpeidos (Decapoda: Caridea: Alpheidae) del Parque Nacional Arrecife Alacranes y del Noroeste del estado de Yucatán, México: catálogo e inventario. Tesis de Licenciatura en biología marina. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Autónoma de Yucatán, México. 179 p.

- DUARTE, J., M. HERMOSO-SALAZAR, A. ANKER & N. SIMÕES. 2014. New records of alpheid shrimps (Crustacea: Decapoda: Alpheidae) from the southern Gulf of Mexico. *Marine Biodiversity Records* e110 (7): 1-7. DOI: 10.1017/S1755267214000773
- FELDER, D. L., F. ÁLVAREZ, J. W. GOY, & R. LEMAITRE. 2009. Decapod (Crustacea) of the Gulf of Mexico, with comments on the Amphionidacea. *In: Felder, D. L. & D. K. Camp (Eds.), Gulf of Mexico Origin, Waters, and Biota, vol. 1, Biodiversity*. Texas A&M University Press, pp. 1019-1104.
- GARCÍA-CALZADA, F. 2013. Actualización del inventario y riqueza específica de estomatópodos (Crustacea: Hoplocarida: Stomatopoda) de aguas someras (0-50 m) del Noroeste de Yucatán y zonas aledañas. Tesis de Licenciatura, Facultad de Estudios Superiores Iztacala, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 196 p.
- HEARD, R. W. & S. SPOTTE. 1991. Pontoniine shrimps (Decapoda: Caridea: Palaemonidae) of the Northwest Atlantic. II. *Periclimenes patae*, new species, a gorgonian associate from shallow reef areas off the Turks and Caicos Islands and Florida Keys. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 104 (1): 40-48.
- HEARD, R. W. & S. SPOTTE. 1997. Pontoniine shrimps (Decapoda: Caridea: Palaemonidae) of the Northwest Atlantic. V. *Periclimenes mclellandi*, a new species, a gorgonian associate from Pine Cay, Turks and Caicos Islands, British West Indies. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 110 (1): 39-48.
- HERMOSO-SALAZAR, A. M. & K. ARVIZU-COYOTZI. 2007. Los estomatópodos y decápodos del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. *In: A. Granados-Barba, I. G. Abarca-Arenas & J. M. Vargas-Hernández (Eds.), Investigaciones Científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano*. Universidad Autónoma de Campeche, pp. 101-112.
- HERNÁNDEZ-AGUILERA, J. L. 1987. Comparación de la fauna carcinológica (Stomatopoda y Decapoda) de cinco arrecifes del Golfo de México. *In: Memoria de la II Reunión Indicativa de Actividades Regionales relacionadas con la Oceanografía (Golfo de México y Mar Caribe Mexicanos)*. Comisión Intersecretarial de Investigación Oceanográfica, pp. 466-946.
- HERNÁNDEZ-AGUILERA, J. L. & A. M. HERMOSO-SALAZAR. 1988. Algunos estomatópodos de la costa este de México con la descripción de una nueva especie (Crustacea: Stomatopoda). *Secretaría de Marina, Dirección General de Oceanografía, México. Investigaciones Oceanográficas/B 4* (2): 1-13.
- HERNÁNDEZ-AGUILERA, J. L., R. E. TORAL-ALMAZÁN & J. A. RUIZ-NUÑO. 1996. *Especies catalogadas de crustáceos estomatópodos y decápodos para el Golfo de México, Río Bravo, Tamps. A Progreso, Yuc.* Secretaría de Marina, Dirección General de Oceanografía Naval, México, Distrito Federal. 132 p.
- IVES, J. E. 1891. Crustacea from the northern coast of Yucatan, the harbor of Vera Cruz, the west coast of Florida and the Bermuda Islands. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 43: 176-207.
- KROPP, R. K. & R. B. MANNING. 1987. The Atlantic gall crabs, family Cryptochiridae (Crustacea: Decapoda: Brachyura). *Smithsonian Contributions to Zoology* 462: 1-21. DOI: 10.5479/si.00810282.462
- MORALES-GARCÍA, A. 1987. *Estudio de los crustáceos estomatópodos y decápodos de Isla Sacrificios, Veracruz*. Secretaría de Marina, Dirección General de Oceanografía, Veracruz, 79 p.
- PÉREZ-FARFANTE, I. 1971. Western Atlantic shrimps of the genus *Metapenaeopsis* (Crustacea, Decapoda, Penaeidae) with descriptions of three new species. *Smithsonian Contributions to Zoology* 79: 1-37. DOI: 10.5479/si.00810282.79
- RAY, J. P. 1974. A study of the coral reef crustaceans (Decapoda and Stomatopoda) of two Gulf of Mexico reef systems: West Flower Garden, Texas and Isla Lobos, Veracruz, Mexico. Tesis de Doctorado. Texas A&M University College Station, Estados Unidos de América. 326 p.
- REAKA, M. L. & R. B. MANNING. 1981. The behavior of Stomatopoda crustacea, and its relationship to rates of evolution. *Journal of Crustacean Biology* 1 (3): 309-327. DOI: 10.2307/1547964
- REAKA, M. L., D. K. CAMP, F. ÁLVAREZ, A. G. GRACIA, M. ORTIZ & A. R. VÁZQUEZ-BADER. 2009. Stomatopoda (Crustacea) of the Gulf of Mexico. *In: Felder, D. L. & D. K. Camp (Eds.), Gulf of Mexico-Origins, Waters, and Biota*. Vol. 1. Biodiversity. Texas A&M University Press, pp. 901-921.
- RICKNER, J. A. 1975. Notes on members of the family Porcellanidae (Crustacea: Anomura) collected on the east coast of Mexico. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 88 (16): 159-166.
- RICKNER, J. A. 1977. Notes on a collection of crabs (Crustacea: Brachyura) from the east coast of Mexico. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 90 (4): 831-838.
- RODRÍGUEZ, I. T., G. HERNÁNDEZ & D. L. FELDER. 2005. Review of the Western Atlantic Porcellanidae (Crustacea: Decapoda: Anomura) with new records, systematic observations, and comments on biogeography. *Caribbean Journal of Science* 41 (3): 544-582.
- SANTANA-MORENO, L. D., S. DE GRAVE & N. SIMÕES. 2013. New records of caridean shrimps (Decapoda: Caridea) from shallow water along the northern Yucatan peninsula coast of Mexico. *Nauplius* 21 (2): 225-238. DOI: 10.1590/S0104-64972013000200009
- SANTANA-MORENO, L. D. 2018. Realización del inventario y riqueza específica de camarones carideos de aguas someras (0-50 m) de la costa Noroeste de Yucatán. Tesis de Maestría en Ciencias (Biología Marina). Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional autónoma de México, México. 150 p.
- SPOTTE, S., R. W. HEARD, P. M. BUBUCIS, R. R. MANSTAN & J. A. McLELLAND. 1991. Pattern and coloration of *Periclimenes rathbunae* from the Turks and Caicos Islands, with comments on host associations in other anemone shrimps of the West Indies and Bermuda. *Gulf Research Reports* 8 (3): 301-311. DOI: 10.18785/gr.0803.12
- SPOTTE, S., R. W. HEARD & P. M. BUBUCIS. 1994. Pontoniine shrimps (Decapoda: Caridea: Palaemonidae) of the Northwest Atlantic. IV. *Periclimenes antipathophilus* new species, a black coral associate from the Turks and Caicos Islands and Eastern Honduras. *Bulletin of Marine Science* 55 (1): 212-227.
- SPRINGER, S. & H. R. BULLIS, JR. 1956. Collections by the Oregon in the Gulf of Mexico. List of crustaceans, mollusks, and fishes identified from collections made by the exploratory fishing vessel Oregon in the Gulf of Mexico and adjacent seas 1950 through 1955. *Special Scientific Report: Fisheries* 196: 1-130.

- TEJEDA-LOYA, E. & N. A. ORTEGA-GARCÍA. 1997. Estudio de los crustáceos estomatópodos y decápodos del arrecife Tuxpan, Veracruz, México. Tesis de Licenciatura en Biología. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad Veracruzana, México. 127 p.
- TUNNELL JR., E. A. CHÁVEZ & K. WITHERS (Eds.). 2007. *Arrecifes coralinos del sur del Golfo de México*. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional. 293 p.
- UGALDE-GARCÍA, D. M. 2014. Aspectos ecológicos de los camarones carídeos asociados a esponjas de la costa sureste del Golfo de México. Tesis de Maestría. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, México. 66 p.
- VILLALOBOS-FIGUEROA, A. 1971. Estudios ecológicos en un arrecife coralino en Veracruz, México. In: *Symposium on investigations and resources of the Caribbean Sea and adjacent regions*. UNESCO-FAO, pp. 531-545.
- WHITE, R. B. 1982. A study of the natantid decapod crustaceans collected from Enmedio Reef, Veracruz, Mexico. Tesis de Maestría. Texas A&I University, Kingsville, Estados Unidos de América. 114 p.
- WICKSTEN, M. K. 1995. Within-species variation in *Periclimenes yucatanicus* (Ives), with taxonomic remarks on *P. pedersoni* Chace (Crustacea: Decapoda: Caridea: Palaemonidae). *Proceedings of the Biological Society of Washington* 108 (3): 458-464.
- WICKSTEN, M. K. 2005. Palaemonid shrimps. In: Hernández-Aguilera, J. L., J. A. Ruiz-Nuño, R. E. Toral-Almazán & V. Arenas-Fuentes (Eds.). *Camarones, langostas y cangrejos de la costa Este de México, Volumen I. [Shrimps, Lobsters and Crabs of the Eastern Coast of Mexico. Volume I]*. Estudio y Conservación de la Naturaleza, A. C. & Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, pp. 67-97.
- WINFIELD, I., S. CHÁZARO-OLVERA, G. HORTA-PUGA, M. A. LOZANO-ABURTO & V. ARENAS-FUENTES. 2010. Macrocrustáceos incrustantes en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano: biodiversidad, abundancia y distribución. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 80: S165-S175.
- WoRMS. 2023. Crustacea. Disponible en línea en: www.marinespecies.org (consultado el 29 marzo 2023)

SCIENTIFIC NOTE

Production of clone polyps of the model organism *Exaiptasia diaphana* (Rapp, 1829)

Producción de pólipos clonales del organismo modelo *Exaiptasia diaphana* (Rapp, 1829)

Jacqueline Rivera-Ortega^{1,2*} and Patricia E. Thomé²

Recibido: 01 de noviembre de 2022.

Aceptado: 25 de mayo de 2023.

Publicado: agosto de 2023.

RESUMEN

Antecedentes. La anémona marina *Exaiptasia diaphana* (Orden Actiniaria) es un organismo modelo ideal para estudiar procesos biológicos, fisiológicos e inmunitarios en corales (Orden Scleractinia), debido a su estrecha relación filética y sus rasgos compartidos. *E. diaphana* tiene una distribución amplia en las zonas tropicales costeras. Esta especie es fácil de mantener en acuarios bajo diversas condiciones experimentales, ya que se reproduce asexualmente y puede transformarse en aposimbiótica. Sin embargo, los métodos de propagación son diversos, lo que dificulta la comparación directa de resultados. Un protocolo estandarizado de propagación de *E. diaphana* puede contribuir a mejorar el entendimiento de su biología. **Objetivo.** Determinar el método más rápido de producción de pólipos clonales en condiciones controladas. **Resultados.** En el tratamiento de micro laceración, el 50% del tejido remanente dio lugar a un nuevo pólipo clonal, mientras que cada anémona amputada formó dos pólipos con tentáculos y pie desarrollados. Los pólipos clonales amputados desarrollaron tentáculos a partir del tercer día, mientras que los pies del grupo control y el tejido remanente de la micro laceración desarrollaron tentáculos a partir del sexto día. El grupo control liberó naturalmente cinco pólipos con tentáculos bien desarrollados en los diez días del experimento. **Conclusión.** La amputación transversal fue el método más rápido para obtener pólipos clonales desarrollados, por lo que se propone como método estándar para la propagación artificial eficiente de pólipos clonales del organismo modelo *E. diaphana*.

Palabras clave: *Aiptasia*, laceración pedal, organismo modelo, pólipos clonales.

ABSTRACT

Background. The sea anemone *Exaiptasia diaphana* (Order Actiniaria) is an ideal model organism to study diverse biological, physiological, and immune processes in corals (Order Scleractinia) due to its close phyletic relationship and shared traits. *E. diaphana* is widely distributed along the world's tropical coastal areas. This species is easy to grow in aquariums under diverse experimental conditions since reproduces asexually and can be rendered aposymbiotic. However, there are a variety of methods to propagate them, making difficult comparisons of results. A standardized propagation protocol for *E. diaphana* can also contribute to improving the understanding of its biology. **Goal.** Determine the most rapid method of clonal production in controlled conditions. **Results.** In the micro-laceration treatment, 50% of the remnant tissue gave rise to a new clonal polyp, while all the amputated anemones resulted in two polyps with tentacles and a pedal disc. Amputated clonal polyps developed their tentacles from the third day, being this treatment the most rapid compared with the control group and the micro-laceration treatment. In both cases, the tentacles started to develop from the sixth day of the experiment. The control group naturally released five clonal polyps with tentacles in the ten-day experiment. **Conclusion.** Transversal amputation was the most rapid method to obtain developed clonal polyps. We, therefore, propose transversal amputation as a standard method for the efficient artificial propagation of the clonal polyps of the model organism *E. diaphana*.

Keywords: *Aiptasia*, clonal polyps, model organism, pedal laceration.

¹ Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Avenida Universidad 3000, Ciudad Universitaria, Coyoacán, Ciudad de México, 04510. México.

² Molecular Microbiology Laboratory, Unidad Académica de Sistemas Arrecifales Puerto Morelos, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México. Avenida Niños Héroes s/n, Universidad Nacional Autónoma de México, Puerto Morelos, Quintana Roo, 77580. México.

***Corresponding author:**

Jacqueline Rivera-Ortega: e-mail: jacq.rior@gmail.com

To quote as:

Rivera-Ortega, J. & P. E. Thomé. 2023. Production of clone polyps of the model organism *Exaiptasia diaphana* (Rapp, 1829). *Hidrobiológica* 33 (2):251-255.

DOI:10.24275/IJG69560

Model organisms are species extensively studied to understand specific biological processes. The interest in understanding the symbiotic association between cnidarians and dinoflagellate algae is at the foundation of the reef system (Yellowless *et al.*, 2008), where reef corals inhabit waters with a low concentration of nutrients and yet develop into a vastly biodiverse and productive ecosystem. However, the breakdown of this symbiotic association due to global warming and pollution is endangering the whole ecosystem (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2007).

Coral reefs are a good example where model organisms have helped advance the understanding of the mechanisms that initiate, maintain, and propagate the symbiotic association between cnidarians and dinoflagellate algae. The sea anemone *Exaiptasia diaphana* was identified as a model organism for corals (Weis *et al.*, 2008; Baumgarten *et al.*, 2015; Dungan *et al.*, 2020), due to the symbiosis with dinoflagellate algae, as those found in corals (Thornhill *et al.*, 2013; LaJeunesse *et al.*, 2018). Further, *E. diaphana* represents an experimentally tractable model organism that grows rapidly by asexual reproduction under aquarium conditions. This species can also live without symbiotic algae, therefore providing an opportunity to evaluate the role of the symbionts (Weis *et al.*, 2008; Voolstra, 2013).

Asexual reproduction in sessile cnidarians like sea anemones is a natural strategy to both, rapidly colonize new substrates, and to increase the presence of successful genotypes within the local environment (Hambleton *et al.*, 2014). Since *E. diaphana* is a model organism, producing enough biological material is needed to answer experimental questions.

Despite the common use of *E. diaphana* in several laboratories (e.g., Cook *et al.*, 1998; Sunagawa *et al.*, 2009; Costa-Leal *et al.*, 2012; Grawunder *et al.*, 2015; Presnell *et al.*, 2022), and even the increasing amount of publications about *E. diaphana* (either as *Exaiptasia diaphana* or as the unaccepted name, *Exaiptasia pallida*), the information on the biology of the species is not sufficient. This anemone is contrastingly considered a model organism by scientists but a plague by aquarists. However, a controlled propagation technique is needed that considers the decrease in propagation rates when anemones occur at high density (Costa-Leal *et al.*, 2012). Here, we aimed to determine the most rapid method of clonal production in terms of the number of anemones, under controlled conditions.

Husbandry. We collected 48 anemones (3 to 6 mm in pedal disc diameter) from the Reef Systems Academic Unit tanks where they were introduced one year ago. After the collection, anemones were relocated into a plant chamber with filtered seawater (0.22 µm), at 26°C, in 12/12 hrs light/dark conditions, at 13 µmol photon/m²/s, pH = 8.1, and a salinity of 35 PSU. Then, anemones were acclimatized for ten days in glass crystallizers with daily water replacements and fed three times a week with *Artemia* sp. nauplii. Next, 16 anemones per treatment were placed in three different six-well plates (one anemone per well) with 10 mL of filtered seawater (Fig. 1a). The anemones were then acclimatized in the wells for five days before the start of the experiments. We selected anemones in apparently healthy conditions, including extended column and tentacles, without a tissue colour change (no paleness nor tainting).

Experimental design. After the acclimatization, 16 anemones per treatment (48 in total) were subjected to amputation, relocation, or left as controls. Observations were carried out each day for ten days under

the microscope; during the experimental phase, feeding was discontinued. In the transversal amputation, 16 anemones were submerged in a sterile petri dish with filtered seawater. After two hours, when the tentacles and column were completely extended, we transversely amputated each anemone approximately at the rows of cinclides (i. e. minute specialized pores in the mid-column), using a sterile scalpel, following van der Burg *et al.* (2020) (Fig. 1b). Anemones were daily assessed for the generation of the mouth and tentacles.

Micro-laceration by relocation treatment was addressed to determine whether the extraction of the anemones by hand would produce new polyps. The anemones (n = 16) were cut with a sterilized spatula by the pedal disc leaving at least one piece of remnant tissue in the well (< 2 mm approximately). The remnant tissue was monitored daily under a microscope, checking for the formation of tentacles (Fig. 1b).

In the control group, anemones were checked daily for the generation of new clonal buds per anemone and recording the days that the new buds took to generate the tentacles (Fig. 1b).

To evaluate the differences between the treatments, a chi-square test was applied due to the nominal nature of the data. The statistical significance was established at $p < 0.05$. The statistical analysis was performed in R v.4.1.1.

The amputated anemones developed tentacles from day three (Fig. 2a). Meanwhile, the micro-laceration remnant tissue and the buds released by the control group developed tentacles from the sixth day.

Furthermore, results indicated that, after the micro-laceration, 10 of the 20 remnant tissues (50%) developed tentacles, forming new clonal polyps, suggesting that not all remnant tissue shows the capacity to generate a new clone during the experimental time (Fig. 2b). The chi-square test applied showed that there were significant differences between the groups (X-squared = 5.871; df = 2; p-value = 0.05311).

These results contradict the common knowledge that when detaching an anemone from life-rock, it can always grow new anemones (reviewed in grey literature elsewhere). Apparently, the capacity for the generation of new clones after the micro-laceration depends on the size of the remnant tissue and the size of the detached anemone. According to Cary (1911), and Presnell *et al.*, (2022), after micro-laceration the generated clones can be explained by the natural bud dispersion of the anemones; bud dispersion occurs when several pieces of remnant tissue, attached to the pedal disc, are released normally when the adult polyps travel across the water column. Bud dispersion could better explain the rapid capacity of adult polyps to generate new clones, instead of the micro-laceration by relocation or by detachment by hand.

The amputation treatment was the most rapid generating two well-developed clonal anemones from the same pedal disc size. Moreover, acontia, a threadlike tissue with abundant stinging cells located in the gastrovascular cavity, was one of the first inner structures that were conserved in both parts from the first day (data not shown). This is consistent with the report by Lam *et al.*, (2017) who mentioned that acontia serves as an important mechanism against predator attacks. Further, acontia is the last inner structure the anemone loses after a pathogenic infection before dead (pers. obs.).

Finally, over the ten days of our experiment, the 16 anemones of the control group released 20 clonal buds naturally, but just 5 of the buds

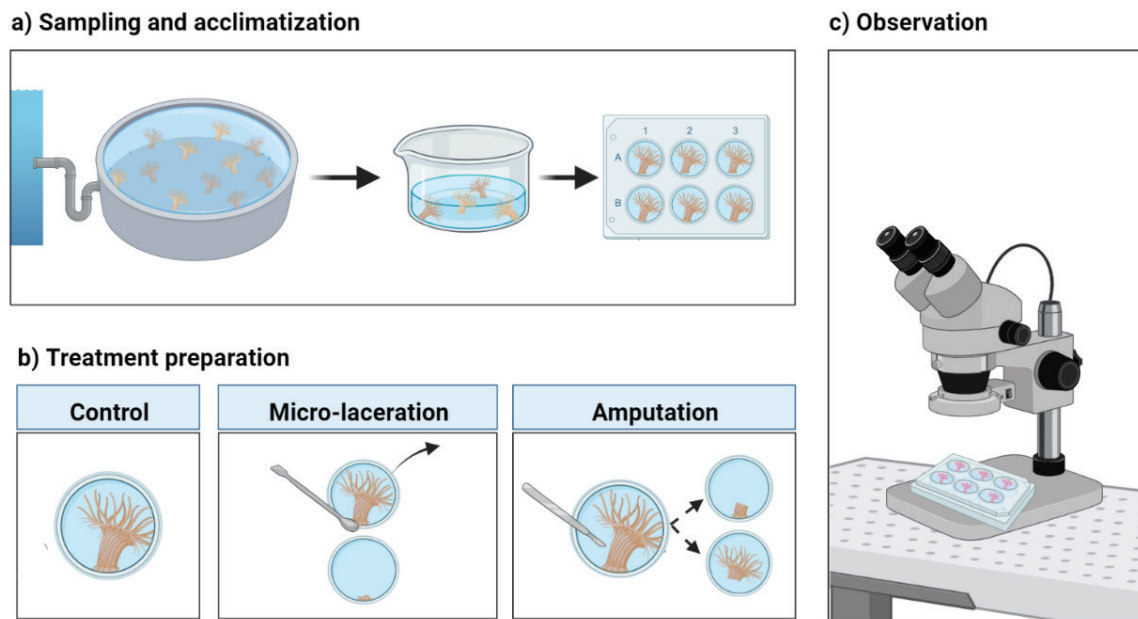


Figure 1. Experimental design. a) *Exaiptasia diaphana* anemones were sampled from the tank that is under natural conditions and relocated under laboratory conditions, and acclimatized, first in a crystallizer and then each anemone in one well of a six-well plate; b) The treatment preparation was conducted as follows: micro-laceration by relocation (n = 16), transversal amputation (TA) (n = 16) and control (n = 16). In the micro-laceration, by relocation (MRL) at least one piece of tissue was left after a cut at the pedal disc. The transversal amputation (TA) was made at the rows of cinclides. Control anemones were not manipulated. All plates were incubated in a growth chamber for 10 days, recording the regeneration of macrostructures in time (days) using a microscope.

The authors, JRO y PT, express that the figures presented here are from our authorship.

(25%) developed tentacles, forming a new clonal polyp (Fig. 2b). Conversely, Grawunder *et al.*, (2015), reported a rate of clonal production between 1.7 and 8 lacerates per week. Our results could be influenced by the size of the anemones which were smaller in our experiments (3 to 6 mm oral disc diam., compared to >7 mm in Grawunder *et al.* (2015). Further, it was suggested that the early phase of development for natural pedal lacerates (remnant tissue), relies on stored nutrients (Presnell *et al.*, 2022), necessarily influenced by size.

The success of amputation as the most rapid clonal treatment in contrast with remnant tissue, is probably because of the size of the amputated fragments and remnant tissues. Two features characterize modular organisms. The first is that the organisms are provided by at least one stem cell lineage during their whole life (Jackson & Coates, 1986). That feature allows them to completely regenerate themselves. The second feature is that the higher the size, the better the chances of surviving and regenerating (Jackson & Coates, 1986). Therefore, since the remnant tissues are smaller than the amputated fragments of the polyp, then the amputated fragments could be most successful due to their size.

Finally, we did not consider different temperatures in our study, which has a positive effect on asexual reproduction in *E. diaphana*. It has been shown that summer temperatures increase pedal laceration tenfold (Schlesinger *et al.*, 2010), suggesting that the metabolism un-

der warmer and longer days can have some regulation in the process. However, we maintained the anemones under illuminated conditions and at a constant temperature of 26°C.

We conclude that transversal amputation is the most rapid treatment to generate new clonal polyps. By transversal amputation, two adult clonal polyps from a single parent were produced, and after three days, the apical and basal parts showed tentacles as a new polyp. Here, we propose transversal amputation as an alternative protocol for the rapid, artificial propagation of asexual clones that we hope will be useful in laboratories where this anemone is under study. Such method will allow for rapid propagation of biological material in a controlled way, independent of the natural response of the anemones to the culture conditions, that is, to the development of pedal lacerates, remnant tissues, or buds.

ACKNOWLEDGEMENTS

JRO thanks Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, and CONACYT México for her doctoral scholarship (CVU 747651). We thank Dr Edén Magaña for his help in designing and setting up the culture tanks, and Dr Ernesto Maldonado for the *Artemia nauplii* supply. We thank the two revisors and the editor for their valuable comments that helped to improve this manuscript.

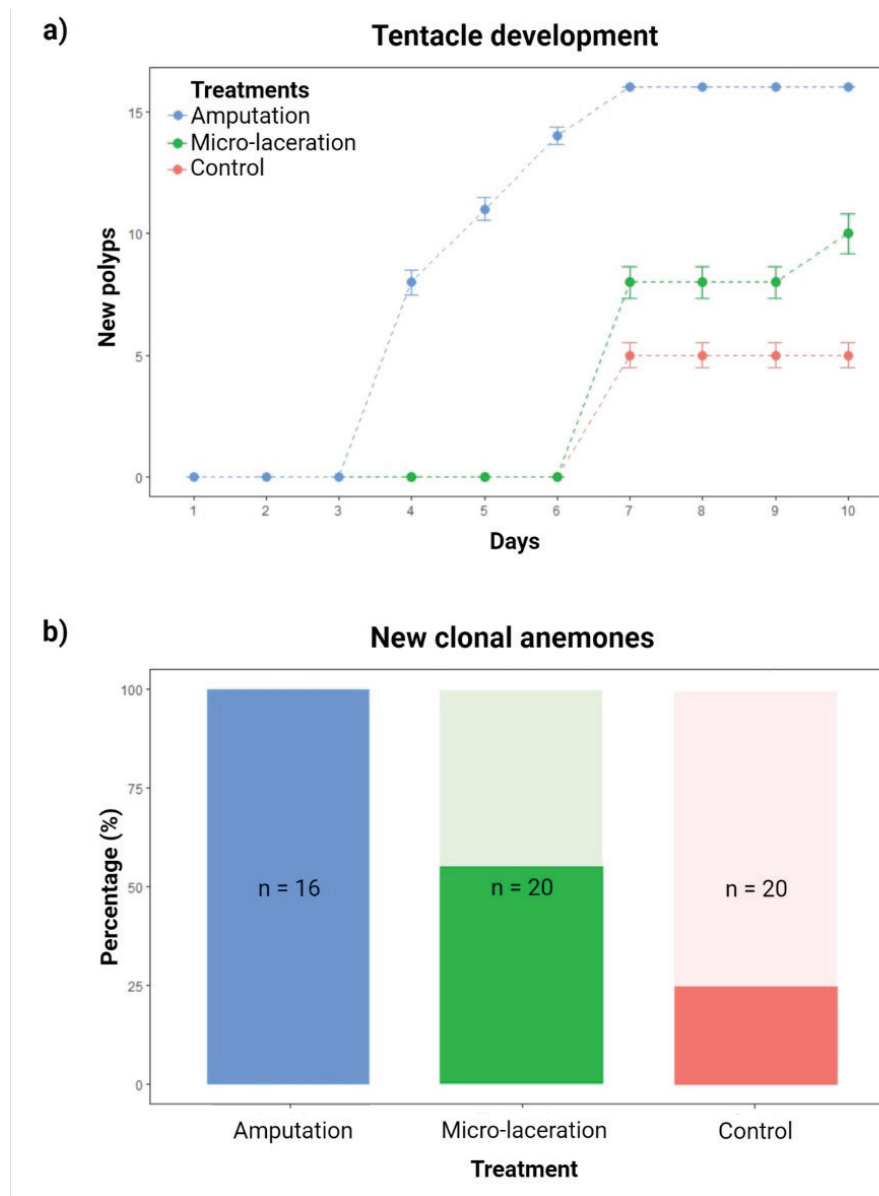


Figure 2. Development of clonal polyps. a) Tentacle development of the polyps in the two treatments and control group (n = 16) during the ten-day experiment. The bars represent the standard deviation. b) The percentage of clonal buds that showed tentacles during the experiment. The two parts of each anemone in the amputation treatment (in blue, n=16) developed tentacles (100%). Micro-laceration treatment (in green, n=16) left 20 tissue pieces in the wall of the well of which ten (50%) developed tentacles. The control group (in red, n=16) released 20 buds of which five (25%) developed tentacles.

Figure 2 was made in R version 4.1.1 and both images were edited with BioRender.

REFERENCES

- BAUMGARTEN, S., O. SIMAKOV, L. Y. ESCHERICK & C. R. VOOLSTRA. 2015. The genome of *Aiptasia*, a sea anemone model for coral symbiosis. *The Proceedings of the National Academy of Sciences*. 112(38):11893-11898. DOI: 10.1073/pnas.1513318112
- CARY, L. R. 1911. A study of pedal laceration in actinians. *The Biological Bulletin*. 20(2): 81-106.
- COOK, C. B., C. F. D'ELIA & G. MULLER-PARKER. 1998. Host feeding and nutrient sufficiency for zooxanthellae in the sea anemone *Aiptasia pallida*. *Marine Biology*. 98:253-262. DOI: 10.1007/BF00391203
- COSTA-LEAL, M., C. NUNES, S. ENGROLA, M. T. DINIS & R. CALADO. 2012. Optimization of monoclonal production of the glass anemone *Aiptasia pallida* (Agassiz in Verrill, 1964). *Aquaculture*. 354-355:91-96. DOI: 10.1016/j.aquaculture.2012.03.035

- DUNGAN, A. M., L. M. HARTMAN, G. TORTORELLI, R. BELDEROK, A. M. LAMB, L. PISAN, G. I. MCFADDEN, L. L. BLACKALL & J. VAN OPPEN. 2020. *Exaiptasia diaphana* from the great barrier reef: a valuable resource for coral symbiosis research. *Symbiosis*. 80:195-206. DOI: 10.1007/s13199-020-00665-0
- GRAWUNDER, D., E. A. HAMBLETON, M. BUCHER, I. WOLFOWICZ, N. BECHTOLDT & A. GUSE. 2015. Induction of gametogenesis in the Cnidarian endosymbiosis model *Aiptasia* sp. *Scientific Reports*. 5, 15677. DOI: 10.1038/srep15677
- HAMBLETON, E. A., A. GUSE & J. R. PRINGLE. 2014. Similar specificities of symbiont uptake by adults and larvae in an anemone model system for coral biology. *Journal of Experimental Biology*. 217:1613-9. DOI: 10.1242/jeb.095679
- HOEGH-GULDBERG O, P.J. MUMBY, A. J. HOOTEN, R. S. STENECK, P. GREENFIELD, E. GOMEZ, C. D. HARVELL, P. F. SALE, A. J. EDWARDS, K. CALDEIRA, N. KNOWLTON, C. M. EAKIN, R. IGLESIAS-PRIETO, N. MUTHIGA, R. H. BRADBURY, A. DUBY & M. E. HATZIOLOS. 2007. Coral reefs under rapid climate change and ocean acidification. *Science*. 318:1737-1742. DOI: 10.1126/science.1152509
- JACKSON, J. B. C. JACKSON, J. B. C. & A. C. COATES. 1986. Life cycles and evolution of clonal (modular) animals. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*. 313:7-22.
- LAJEUNESSE T. C., J. E. PARKINSON, P.W. GABRIELSON, H. J. JEONG, J. D. REIMER, C. R. VOOLSTRA & S. R. SANTOS. 2018. Systematic revision of Symbiodiniaceae highlights the antiquity and diversity of coral endosymbionts. *Current Biology*. 28:2570-80. DOI: 10.1016/j.cub.2018.07.008
- LAM, J., Y. W. CHENG, W. N. U. CHEN, H. H. LI, C. S. CHEN & S. E. PENG. 2017. A detailed observation of the ejection and retraction of defense tissue acontia in sea anemone (*Exaiptasia pallida*). *PeerJ*. 5: e2996. DOI: 10.7717/peerj.2996
- PRESNELL, J. S., E. WIRSCHING & V. M. WEIS. 2022. Tentacle patterning during *Exaiptasia diaphana* pedal lacerate development differs between symbiotic and aposymbiotic animals. *PeerJ*. 10: e12770. DOI: 10.7717/peerj.12770
- SCHLESINGER, A., E. KRAMARSKY-WINTER, H. ROSENFELD, R. ARMOZA-ZVOLONI & Y. LOYA. 2010. Sexual plasticity and self-fertilization in the sea anemone *Aiptasia diaphana*. *PLoS ONE*. 5(7): e11874. DOI: 10.1371/journal.pone.0011874
- SUNAGAWA S., E. C. WILSON, M. THALER, M. L. SMITH, C. CARUSO, J. R. PRINGLE, V. M. WEIS, M. MEDINA, & J. A. SCHWARZ. 2009. Generation and analysis of transcriptomic resources for a model system on the rise: the sea anemone *Aiptasia pallida* and its dinoflagellate endosymbiont. *BMC Genomics*. 10: 258
- THORNHILL, D. J., Y. XIANG, D. T. PETTAY, M. ZHONG & S. R. SANTOS. 2013. Population genetic data of a model symbiotic cnidarian system reveal remarkable symbiotic specificity and vectored introductions across ocean basins. *Molecular Ecology*. 22:4499-4515. DOI: 10.1111/mec.12416
- VAN DER BURG, C. A., A. PAVASOVIC, E. K. GILDING, E. S. PELZER, J. M. SURM, H. L. SMITH, T. P. WALSH & P. J. PRENTIS. 2020. The rapid regenerative response of a model sea anemone species *Exaiptasia pallida* is characterised by tissue plasticity and highly coordinated cell communication. *Marine Biotechnology*. 22:285-307. DOI: 10.1007/s10126-020-09951-w
- VOOLSTRA, C. R. 2013. A journey into the wild of the cnidarian model system *Aiptasia* and its symbionts. *Molecular Ecology*. 22: 4366-4368. DOI: 10.1111/mec.12464
- WEIS, V. M., S. K. DAWY, O. HOEGH-GULDBERG, M. RODRIGUEZ-LANETTY & J. R. PRINGLE. 2008. Cell biology in model systems as the key to understanding corals. *Trends in Ecology & Evolution*. 23:369-376. DOI: 10.1016/j.tree.2008.03.004
- YELLOWLESS, D., T. A. V. REES & W. LEGGAT W. 2008. Metabolic interactions between algal symbionts and invertebrate hosts. *Plant, Cell & Environment*. 31:679-694. DOI: 10.1111/j.1365-3040.2008.01802.x

NOTA CIENTÍFICA

Isla La Blanca, la comunidad coralina más suroriental del Pacífico mexicano

La Blanca Island, the southeasternmost coral reef community in the Mexican Pacific

Rebeca Granja-Fernández^{1*}, Andrés López-Pérez², Omar Valencia-Méndez³, Cecilia Chapa-Balcorta⁴, Montserrat Flores-Ramírez⁵, Omar Domínguez-Domínguez⁶, Eloísa Torres-Hernández⁶, Margarita Yareli López-Arroyo⁶

Recibido: 30 de octubre de 2022.

Aceptado: 02 de mayo de 2023.

Publicado: agosto de 2023.

RESUMEN

Antecedentes. Los corales y arrecifes coralinos del Pacífico oriental se distribuyen de manera discontinua desde el Golfo de California hasta Huatulco, México y de Los Cóbano, El Salvador hasta el norte de Perú. Se consideraba que la comunidad coralina más suroriental en el Pacífico mexicano era El Tejoncito (bahías de Huatulco); sin embargo, recientes prospecciones extienden la distribución a isla La Blanca. **Objetivo.** Dar a conocer las características, condición y fauna asociada a la comunidad coralina de isla La Blanca. **Métodos.** Durante 2016 se realizaron prospecciones alrededor de isla La Blanca en donde se ubicó una pequeña comunidad coralina en la porción norte, no así en su parte este y oeste. **Resultados.** La comunidad coralina se encuentra aproximadamente a 3 m de profundidad y bajo una fuerte corriente, es pequeña y está caracterizada por una relativa baja cobertura de coral (10 %) de las especies *Pocillopora damicornis*, *Pocillopora capitata* y *Pocillopora verrucosa*. Se registraron tres especies de corales, 13 de equinodermos y 50 de peces, todos ellos comúnmente asociados a comunidades y arrecifes coralinos del Pacífico oriental tropical. La presencia de corales en isla La Blanca es de relevancia pues corresponde al registro más suroriental en el Pacífico mexicano (55 km al oriente de Tejoncito, en el área de bahías de Huatulco); el registro llama la atención por ubicarse en una región con fuertes surgencias, alta productividad, cambios drásticos en la temperatura del agua y con valores bajos de pH y Ω_{arag} , características, todas ellas, poco favorables para el asentamiento de larvas, crecimiento de corales y el desarrollo de comunidades coralinas. **Conclusiones.** El presente registro no solo amplía el rango de distribución espacial de los corales y comunidades coralinas del Pacífico mexicano, representa una oportunidad para estudiar el desarrollo de corales formadores de arrecifes en condiciones ambientales poco propicias.

Palabras clave: ampliación geográfica, arrecife, biogeografía, diversidad, Pacífico oriental tropical.

ABSTRACT

Background. Corals and coral reefs of the eastern Pacific are distributed discontinuously from the Gulf of California to Huatulco, Mexico, and from Los Cóbano, El Salvador, to northern Peru. The most southeastern coral community in the Mexican Pacific was Tejoncito (Huatulco Bays); however, recent surveys extend the distribution to La Blanca Island. **Objective.** To make known the characteristics, conditions, and fauna associated with the coral community of La Blanca Island. **Methods.** During 2016, surveys were conducted around La Blanca Island, where a small coral community was in the northern portion but not in the east and west. **Results.** The coral community is located at approximately 3 m depth and under a strong current; it is small and characterized by a relatively low coral cover (10 %) of the species *Pocillopora damicornis*, *Pocillopora capitata*, and *Pocillopora verrucosa*. Three coral species, 13 echinoderm species, and 50 fish species were recorded, all commonly associated with coral communities and reefs of the eastern tropical Pacific. The presence of corals on La Blanca Island is relevant because it corresponds to the most southeastern record

¹ Investigadora Posdoctoral (CONACYT) asociada al Programa de Maestría en Biosistemática y Manejo de Recursos Naturales y Agrícolas (BI-MARENA)/Laboratorio de Ecología Molecular, Microbiología y Taxonomía (LEMITAX), Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Camino Ramón Padilla Sánchez No. 2100, Nextipac, Zapopan, Jalisco, 45200, México.

² Laboratorio de Arrecifes y Biodiversidad (ARBIOLAB)/Laboratorio de Ecosistemas Costeros, Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, Departamento de Hidrobiología. Av. San Rafael Atlixco 186, Col. Vicentina, Ciudad de México, 09340, México.

³ Laboratorio de Esclerocronología, Ecología y Pesquerías de la Zona Costera, Departamento de Ecología Marina, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. Carretera Ensenada-Tijuana No. 3918, Zona Playitas, Ensenada, B.C., 22860, México.

⁴ Instituto de Recursos, Universidad del Mar. Ciudad Universitaria S/N, Puerto Ángel, Oaxaca, 70902, México.

⁵ Programa de Maestría en Ecología Marina, Universidad del Mar. Ciudad Universitaria S/N, Puerto Ángel, Oaxaca, 70902, México.

⁶ Laboratorio de Biología Acuática, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Edificio "R" planta baja, Ciudad Universitaria, Francisco J. Mujica S/N, Morelia, Michoacán, 58030, México.

*Corresponding author:

Rebeca Granja-Fernández: beckygranja@gmail.com

To quote as:

Granja-Fernández, R., A. López-Pérez, O. Valencia-Méndez, C. Chapa-Balcorta, M. Flores-Ramírez, O. Domínguez-Domínguez, E. Torres-Hernández & M. Y. López-Arroyo. 2023. Isla La Blanca, la comunidad coralina más suroriental del Pacífico mexicano. *Hidrobiológica* 33 (2): 257-264.

DOI:10.24275/NMNC4935

in the Mexican Pacific (55 km East of Tejoncito, in the area of Huatulco Bays); the record is striking because it is located in a region with strong upwelling, high productivity, drastic changes in water temperature and low pH and Ω_{arag} values, all of which are not very favorable for larval settlement, coral growth, and the development of coral communities. **Conclusions.** The current record not only broadens the spatial distribution range of corals and coral communities in the Mexican Pacific but also represents an opportunity to study the development of reef-building corals under harsh environmental conditions.

Keywords: range extension, reef, biogeography, diversity, eastern tropical Pacific.

El Pacífico oriental se encuentra entre las áreas tropicales menos óptimas en el mundo para el desarrollo de corales y grandes arrecifes debido a la presencia de temperaturas subóptimas resultado de surgencias y corrientes frías, lagunas costeras, así como grandes extensiones de manglar y arena (Glynn & Wellington, 1983; Glynn *et al.*, 2017). En el Pacífico oriental tropical, los corales y arrecifes coralinos poseen una distribución discontinua desde el Golfo de California, México (~ 30° N) hasta Talara, Perú (4° S) (Glynn *et al.*, 2017). Los sistemas son relativamente pequeños y están formados por solamente algunas especies de coral incluidas en los géneros *Pocillopora*, *Pavona* y *Porites* (Reyes-Bonilla & López-Pérez, 1998; Cortés, 2003).

Entre el sur de México y el norte de El Salvador existe una línea de costa de aproximadamente 1 000 km que comúnmente se reconoce como la "Brecha Faunística del Pacífico Central Americano", caracterizada por la predominancia de sustrato blando y la ausencia de afloramientos rocosos (Hastings, 2000), lo que impide el asentamiento de corales y el desarrollo de arrecifes (Glynn & Ault, 2000). Específicamente, en México, esta brecha comprende el Golfo de Tehuantepec, abarcando la parte más suroriental de Oaxaca y todo el estado de Chiapas, razón por la cual, en este último no se han encontrado corales escleractinios (Glynn *et al.*, 2017). La parte más suroriental en la cual se tienen registros de corales en México se encuentra en Oaxaca, en las áreas de Puerto Ángel, Puerto Escondido y bahías de Huatulco (Glynn & Leyte-Morales, 1997), siendo esta última la más distante.

El área de Huatulco está sujeta a una variedad de frecuentes y severas perturbaciones naturales tales como surgencias estacionales y eventos hidrometeorológicos estacionales como tormentas tropicales, huracanes y variaciones interanuales importantes (i.e., El Niño-Oscilación del Sur) (e.g., Glynn & Leyte-Morales, 1997; Lirman *et al.*, 2001). A pesar de ello, los arrecifes de Huatulco son considerados como uno de los más importantes del Pacífico mexicano por su extensión, grado de desarrollo e importancia biogeográfica debido al papel que juegan en la dispersión genética de organismos que se distribuyen en la región del Pacífico oriental ecuatorial (Reyes-Bonilla, 2003; Lequeux *et al.*, 2018). Por lo anterior, esta área ha sido ampliamente prospectada, por lo que sus arrecifes se encuentran relativamente bien caracterizados y estudiados (e.g., Glynn & Leyte-Morales, 1997; López-Pérez *et al.*, 2014).

En Huatulco, El Tejoncito (15° 46.800' N; 96° 3.583' O) fue considerado por mucho tiempo el arrecife más suroriental del Pacífico mexicano (Glynn & Leyte-Morales, 1997) y se creía que, debido a las condiciones subóptimas era imposible el establecimiento y desarrollo de corales (Glynn *et al.*, 2017) al oriente de este arrecife. Pese a lo anterior, prospecciones recientes indican la presencia de una pequeña

comunidad coralina al sureste de El Tejoncito, en la localidad conocida como isla La Blanca, por lo que el objetivo de esta contribución es dar a conocer las características, condición y fauna asociada de este arrecife, el más suroriental del Pacífico mexicano.

El área de estudio comprende la isla La Blanca (15° 56.500' N; 95° 34.583' O) ubicada al este de las bahías de Huatulco, en el estado de Oaxaca, Pacífico mexicano. La Blanca se localiza aproximadamente a 55 km al sur de El Tejoncito y a 1 km de distancia de la línea de costa de la playa La Colorada. La zona está bajo la influencia de eventos locales y por aquellos que ocurren a nivel de mesoescala en el Golfo de Tehuantepec, tales como precipitaciones, mar de fondo (oleaje intenso durante la temporada de tormentas tropicales y vientos tehuanos), surgencias, "nortes" o vientos Tehuanos, remolinos, corrientes costeras, así como amplias variaciones en la temperatura superficial del mar (Melville *et al.*, 2005; Chapa-Balcorta *et al.*, 2015, 2017; Reyes-Hernández *et al.*, 2016). Adicionalmente, en el área se han reportado incrementos en la concentración de carbono inorgánico disuelto cerca de la superficie, asociados a la presencia de agua subsuperficial subtropical, lo que resulta en una disminución de los valores de pH y Ω_{arag} (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015). De manera particular, los valores de temperatura en la región de La Blanca (25°C) se encuentran dentro del intervalo registrado en el Golfo de Tehuantepec (25-30°C), aunque menor a lo reportado en otras áreas coralinas como Huatulco (27-28.7°C). Cerca de la isla se presentan valores de pH de 8.2 a 8.3 y valores de Ω_{arag} de 2 a 2.4 (Flores-Ramírez *et al.*, 2021), aunque durante afloramientos pueden disminuir sensiblemente (7.5 y 1.1, respectivamente) (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015).

La isla fue visitada en enero de 2016. Con la finalidad de prospectar y documentar la fauna asociada al sistema se utilizaron tres métodos complementarios: (1) censos mediante cuatro transectos en banda (20 x 1 m para corales pétreos, equinoideos y holoturoideos; 20 x 2 m para asteroideos; 20 x 4 m para peces), (2) prospección visual mediante recorrido errante de 30 minutos (solamente para invertebrados) y (3) recolectas dirigidas. Los transectos de banda y la prospección visual se realizaron siguiendo la metodología descrita en López-Pérez *et al.* (2014). La recolecta de equinodermos (ofiuroideos) se llevó a cabo de manera manual en diversos sustratos (gorgonias, roca, esponjas); los especímenes recolectados fueron anestesiados con mentol diluido en agua de mar con la finalidad de prevenir la autotomía y fueron fijados y preservados en alcohol al 70 %. Los peces fueron recolectados empleando como anestésico una solución de alcohol (950 ml) y aceite de clavo (50 ml) a una concentración del 5 %, la cual fue esparcida en oquedades, cavidades y grietas. Los peces anestesiados fueron colocados en bolsas de tela, se mantuvieron en frío (~ 8-10°C) para conservar la coloración y realizar su posterior identificación; finalmente, fueron fijados con formol al 5 % y preservados en alcohol al 70 %. Los equinodermos recolectados fueron depositados en la Colección de Equinodermos de la Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, Ciudad de México, México (CE-UAM), mientras que los peces fueron depositados en la Colección de Peces de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, México (CPUM). Todo el trabajo en campo se llevó a cabo mediante buceo autónomo SCUBA a profundidades entre 2 y 14 m.

Con los registros obtenidos se construyó un listado de especies de invertebrados y peces del arrecife isla La Blanca. El arreglo siste-

mático y la validez de las especies siguió los criterios de Veron (2000), Reyes-Bonilla (2002) y Reyes-Bonilla *et al.* (2005) para Cnidaria; Kroh & Mooi (2022), Mah (2022), Stöhr *et al.* (2022), WoRMS (2022) para Echinodermata; y Fricke *et al.* (2021a, 2021b) para peces.

Durante la prospección en isla La Blanca se ubicó una comunidad arrecifal en la porción norte de la isla; sin embargo, en la parte este y oeste (Fig. 1) no se registró la presencia de corales a pesar de que poseen una amplia extensión de sustrato rocoso que potencialmente podría ser colonizado por corales pétreos. La comunidad coralina que se desarrolla en la porción norte de la isla, que corresponde a la zona protegida de la influencia directa del oleaje, es extremadamente somera (~2-3.5 m de profundidad) y se encuentra expuesta a fuertes corrientes, similar a lo que ocurre en las islas Montosa y Cacaluta en Huatulco, donde los arrecifes se desarrollan en el canal que separa la isla del continente, no así en sus porciones este y oeste (Glynn & Leyte-Morales, 1997). Aunque la porción norte está protegida de la acción directa del oleaje, de acuerdo a nuestras observaciones de campo, pudiera ser que la velocidad de la corriente y el flujo turbulento asociado a ella

es suficientemente alta para solo permitir un evento de reclutamiento extraordinario y único, o bien, un continuo, aunque bastante modesto, abasto de reclutas de coral. En tales condiciones, como ha sido observado en otros sitios, pudiera desarrollarse una pequeña comunidad coralina (Reidenbach *et al.*, 2009).

En la porción norte de la isla, las colonias aisladas de corales se encuentran adheridas directamente al sustrato rocoso y no a una estructura carbonatada previa, no alcanzan más de 60 cm de diámetro máximo, se distribuyen al azar en un área no mayor de 30 m de longitud por siete metros de ancho, a una profundidad entre 2 y 3.5 m, y bajo una fuerte y continua corriente. La ausencia de una matriz carbonatada en la cual las colonias se asienten puede sugerir que, una vez muertas las colonias, estas son rápidamente dislocadas del sustrato y los carbonatos transportados fuera del sistema, o son rápidamente intemperizados y disueltos por las condiciones de acidificación típicas del Golfo de Tehuantepec (Chapa-Balcorta *et al.*, 2015); reiniciando así, una nueva comunidad coralina.

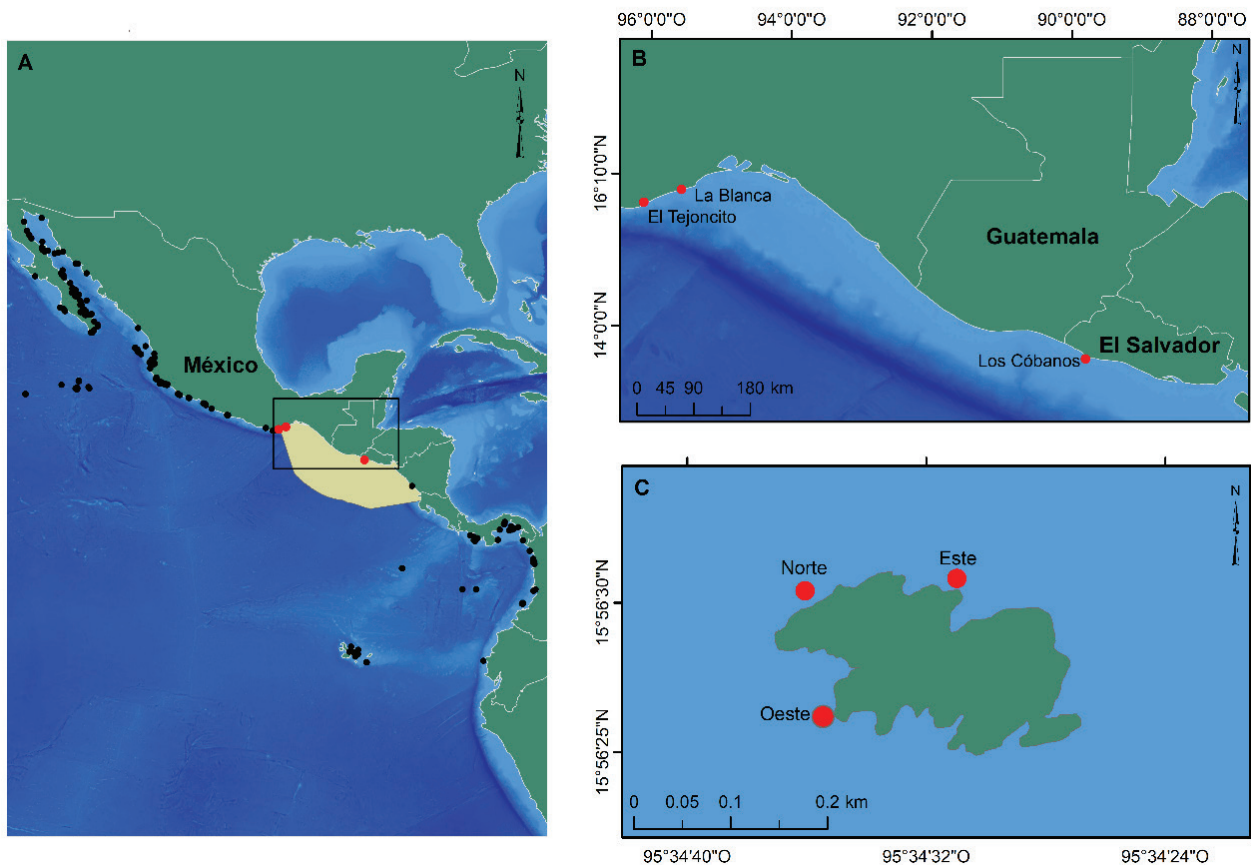


Figura 1. Área de estudio. A) Distribución de arrecifes y comunidades coralinas en el Pacífico oriental tropical. Color crema representa la “Brecha Faunística del Pacífico Central Americano”. El recuadro enmarca el mapa B. B) Localización de la isla La Blanca respecto a El Tejoncito, la comunidad coralina más lejana reportada en México antes de este trabajo y la comunidad de Los Cóbanos, en El Salvador. C) Isla La Blanca, sur de Oaxaca, México y las estaciones de muestreo.

Tabla 1. Número de individuos de invertebrados (corales pétreos, gorgonias y equinodermos) del arrecife isla La Blanca de acuerdo al tipo de muestreo (ver materiales y métodos). Censo: los corales pétreos se expresan en porcentaje de cobertura, equinoideos y holoturoideos en individuos/80 m² y asteroideos en individuos/160 m².

Especie	Censo	Errante	Recolecta
Filo Cnidaria Hatschek, 1888			
Clase Anthozoa Ehrenberg, 1834			
Subclase Hexacorallia Haeckel, 1896			
Orden Scleractinia Bourne, 1900			
Suborden Astrocoeniina Vaughan & Wells, 1943			
Familia Pocilloporidae Gray, 1840			
Pocillopora capitata Verrill, 1864	0.50 %		
Pocillopora damicornis (Linnaeus, 1758)	2.50 %		
Pocillopora verrucosa (Ellis & Solander, 1786)	7.00 %		
Subclase Octocorallia Haeckel, 1866			
Orden Alcyonacea Lamouroux, 1812			
Suborden Holaxonia Studer, 1887			
Familia Gorgoniidae Lamouroux, 1812			
Leptogorgia rigida Verrill, 1864		1	
Filo Echinodermata Bruguère, 1791			
Clase Asteroidea de Blainville, 1830			
Orden Valvatida Perrier, 1884			
Familia Oreasteridae Fisher, 1908			
Pentaceraster cumingi (Gray, 1840)	15		
Familia Ophiasteridae Verrill, 1870			
Phataria unifascialis (Gray, 1840)	2		
Clase Ophiuroidea Gray, 1840			
Orden Ophiacanthida O'Hara, Hugall, Thuy, Stöhr & Martynov, 2017			
Familia Ophiidermatidae Ljungman, 1867			
Ophioderma panamense Lütken, 1859		1	
Ophioderma teres var. unicolor H.L. Clark, 1940		1	
Familia Ophiocomidae Ljungman, 1867			
Ophiocoma aethiops Lütken, 1859			13
Ophiocomella alexandri (Lyman, 1860)			17
Familia Ophionereididae Ljungman, 1867			
Ophionereis annulata (Le Conte, 1851)			21
Familia Ophiotrichidae Ljungman, 1867			
Ophiothrix (Ophiothrix) spiculata Le Conte, 1851			1
Clase Holothuroidea Selenka, 1867			
Orden Dendrochirotida Grube, 1840			
Familia Cucumariidae Ludwig, 1894			
Pseudocnus californicus (Semper, 1868)	1		
Clase Echinoidea Leske, 1778			
Orden Cidaroida Claus, 1880			
Familia Cidaridae Gray, 1825			
Eucidaris thouarsii (L. Agassiz & Desor, 1846)		1	
Orden Diadematoidea Duncan, 1889			
Familia Diadematidae Gray, 1855			
Centrostephanus coronatus (Verrill, 1867)	1		
Diadema mexicanum A. Agassiz, 1863		1	
Familia Toxopneustidae Troschel, 1872			
Toxopneustes roseus (A. Agassiz, 1863)		1	

La comunidad coralina de isla La Blanca alberga especies de invertebrados y vertebrados típicas de los arrecifes del Pacífico oriental tropical (Cortés *et al.*, 2017). La comunidad arrecifal se caracterizó por una cobertura baja de corales (10 %) y alta de sustrato rocoso (90 %). La especie de coral con la mayor cobertura fue *Pocillopora verrucosa* (Ellis & Solander, 1786) (7 %), seguida de *Pocillopora damicornis* (Linnaeus, 1758) (2.5 %) y *Pocillopora capitata* Verrill, 1864 (0.5 %). Estas especies contribuyen a la estructura de la comunidad coralina como comúnmente lo hacen en el Pacífico americano (Glynn *et al.*, 2017). Llama la atención la ausencia de otros taxa del género *Pocillopora*, así como de especies de *Pavona* y *Porites* cuyas poblaciones más cercanas han sido registradas en los arrecifes de bahías de Huatulco (México; López-Pérez *et al.*, 2014) y en Los Cóbano (El Salvador; Reyes-Bonilla & Barraza, 2003), que corresponde a los sitios más cercanos al este y al oeste de isla La Blanca. La ausencia de corales masivos puede deberse a que están habituados a condiciones lumínicas menos intensas y, por consiguiente, habitan en aguas más profundas (Iglesias-Prieto *et al.*, 2004), aunque no se descarta la posibilidad de registrarlas durante futuras prospecciones en el área. En general, las colonias de coral no presentaron signos de estrés (blanqueamiento) o mortalidad parcial, y no se encontraron rastros de coral muerto en el área. Además de los corales escleractinios, se registró la presencia de la gorgonia *Leptogorgia rigida* Verrill, 1864 (Tabla 1), la cual ya ha sido registrada en Oaxaca (Abeytia *et al.*, 2013).

El filo Echinodermata se encontró representado por 13 especies (dos Asteroidea, seis Ophiuroidea, un Holothuroidea y cuatro Echinoidea; Tabla 1) las cuales también son especies conspicuas y abundantes en Huatulco y Los Cóbano (López-Pérez *et al.*, 2014; Segovia *et al.*, 2017). Si se compara la riqueza de especies a nivel de arrecife, La Blanca posee una riqueza promedio equiparable a las localidades arrecifales de Huatulco (12 especies; López-Pérez *et al.*, 2014). Las especies más abundantes fueron el asteroideo *Pentacaster cumingi* (Gray, 1840) y los ofiuroides *Ophicomella aethiops* Lütken, 1859, *Ophicomella alexandri* (Lyman, 1860) y *Ophionereis annulata* (Le Conte, 1851), todas ellas, además, presentaron tallas grandes, lo cual podría atribuirse a la alta productividad de la zona (Lluch-Cota *et al.*, 1997); sin embargo, futuros trabajos son requeridos para confirmar lo anterior. Cabe destacar que, se encontraron especímenes de *O. annulata* asociados con el poliqueto polinoideo *Malmgreniella cf. variegata*. Esta relación simbiótica ha sido reportada en Jalisco, Colima, islas Marietas (Nayarit) y Oaxaca (Granja-Fernández *et al.*, 2013, 2017). Copalita, contigua a El Tejoncito, en bahías de Huatulco, era la localidad más suroriental en donde se reportó esta asociación (Granja-Fernández *et al.*, 2013), sin embargo, el hallazgo en isla La Blanca amplía el rango de distribución de esta asociación en México. La prevalencia de infestación en La Blanca fue de 0.1 % (dos de 21 especímenes se encontraron infestados); además, los dos comensales tuvieron una intensidad de uno y dos polinoides, respectivamente. La prevalencia e intensidad de infestación en la isla es similar a la de otras localidades del Pacífico mexicano (Granja-Fernández *et al.*, 2013).

Por otro lado, los peces estuvieron representados por 50 especies (Tabla 2), una de ellas determinada a nivel de género (*Enneanectes* sp.). Todas las anteriores son representativas y comunes de los arrecifes coralinos del Pacífico oriental tropical (e.g., López-Pérez *et al.*, 2014). En

el Parque Nacional Huatulco se han registrado 196 especies de peces a lo largo de 22 años de muestreo (López-Pérez *et al.*, 2014; Valencia-Méndez *et al.*, 2021; Vela-Espinosa *et al.*, 2023). Si se compara lo obtenido en La Blanca basado en una sola prospección, la riqueza de la ictiofauna es particularmente alta y muy probablemente, el inventario aumente considerablemente si se incrementa la intensidad de muestreo y se implementan técnicas de muestreo complementarias. En La Blanca, las familias Haemulidae (seis especies) y Labridae (cinco especies) fueron las que presentaron la mayor riqueza de especies. Las especies más abundantes fueron *Stegastes acapulcoensis* (Fowler, 1944), *Stegastes flavilatus* (Gill, 1862) y *Thalassoma lucasanum* (Gill, 1862). Estas familias y especies se encuentran dentro de las más ricas y abundantes dentro de los arrecifes de bahías de Huatulco y otras áreas al norte de México como Guerrero (Valencia-Méndez *et al.*, 2021).

El hallazgo de la comunidad coralina de isla La Blanca resulta de relevancia ya que amplía el rango de distribución de corales en México dentro de la “Brecha Faunística del Pacífico Central Americano”. A pesar de encontrarse en una zona con condiciones no aptas para el establecimiento de corales, esta comunidad alberga especies de invertebrados (corales y equinodermos) y vertebrados (peces) representativos de otros arrecifes del Pacífico oriental tropical (Cortés *et al.*, 2017). Es de notar que, a pesar del tamaño relativamente pequeño de la comunidad, se encontró en general una alta riqueza de invertebrados y peces, así como altas abundancias y organismos de tallas grandes. Lo anterior podría atribuirse a la alta productividad de la zona y a que ésta se mantiene relativamente prístina ya que se encuentra alejada de perturbaciones humanas (e.g., grandes asentamientos, turismo) (Lluch-Cota *et al.*, 1997). Los arrecifes de Huatulco se consideran como el único reservorio de especies de la provincia Panámica en México y como un puente en la conectividad de los arrecifes del Pacífico oriental (Lequeux *et al.*, 2018), sin embargo, es altamente probable que la comunidad coralina de isla La Blanca cumpla con esa función en la zona, aunque considerando la dimensión de las poblaciones de corales, su aporte a la conectividad regional podría ser marginal. Finalmente, las condiciones ambientales en las cuales se desarrolla la comunidad urgen a que aspectos como la calcificación coralina y su relación con condiciones de acidificación del océano y estrés térmico, sean investigados en isla La Blanca.

AGRADECIMIENTOS

A Buceo Huatulco y Diego Rangel Solís por la asistencia en el trabajo en campo. CCB y MFR forman parte del proyecto “Coastal Acidification Time Series Salina Cruz” financiado por The Ocean Foundation y del proyecto SEMARNAT-2016-01-27863. Agradecemos a los revisores y editores por sus invaluable comentarios los cuales mejoraron este manuscrito. Este estudio es parte de la investigación posdoctoral (CONACYT 332289) de RGF asesorado por Fabián Alejandro Rodríguez Zaragoza, en el Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara. Esta es una contribución del Laboratorio de Ecología Molecular, Microbiología y Taxonomía (LEMITAX) y Laboratorio de Arrecifes y Biodiversidad (ARBIOLAB).

Tabla 2. Número de individuos de peces del arrecife isla La Blanca de acuerdo al tipo de muestreo (ver Materiales y métodos). Censo: se expresa en individuos/320 m².

Especie	Censo	Recolecta	Especie	Censo	Recolecta
Filo Chordata Bateson, 1885			<i>Lutjanus argentiventris</i> (Peters, 1869)	1	
Clase Actinopterygii Klein, 1885			<i>Lutjanus peru</i> (Nichols & Murphy, 1922)		1
Orden Holocentriformes Betancur-R <i>et al.</i> , 2013			Familia Haemulidae Gill, 1885		
Familia Holocentridae Bonaparte, 1833			<i>Anisotremus caesius</i> (Jordan & Gilbert, 1882)		5
<i>Myripristis leiognathus</i> Valenciennes, 1846	1		<i>Anisotremus taeniatus</i> Gill, 1861		2
<i>Sargocentron suborbitale</i> (Gill, 1863)	2		<i>Haemulon maculicauda</i> (Gill, 1862)		3
Orden Scombriformes Rafinesque, 1810			<i>Haemulon scudderii</i> Gill, 1862		2
Familia Scombridae Rafinesque, 1815			<i>Haemulon sexfasciatum</i> Gill, 1862		1
<i>Scomber japonicus</i> Houttuyn, 1782	1		<i>Haemulon steindachneri</i> (Jordan & Gilbert, 1882)	1	
Orden Syngnathiformes Berg, 1940			Familia Sciaenidae Cuvier, 1829		
Familia Mullidae Rafinesque, 1815			<i>Pareques viola</i> (Gilbert, 1898)		1
<i>Mulloidichthys dentatus</i> (Gill, 1862)	1		Orden Perciformes Rafinesque, 1810		
Familia Syngnathidae Bonaparte, 1831			Familia Epinephelidae Bleeker, 1874		
<i>Doryrhamphus excisus</i> Kaup, 1856	1		<i>Cephalopholis panamensis</i> (Steindachner, 1876)	2	2
Orden Kurtiformes Jordan, 1923			<i>Epinephelus labriformis</i> (Jenyns, 1840)	11	3
Familia Apogonidae Günther, 1859			<i>Paranthias colonus</i> (Valenciennes, 1846)	2	
<i>Apogon pacificus</i> (Herre, 1935)	3		Familia Grammistidae Bleeker, 1857		
<i>Apogon retrosella</i> (Gill, 1862)		6	<i>Rypticus bicolor</i> Valenciennes, 1846		1
Orden Gobiiformes Günther, 1880			Familia Labridae Cuvier, 1816		
Familia Gobiidae Cuvier, 1816			<i>Bodianus diplotaenia</i> (Gill, 1862)		2
<i>Coryphopterus urospilus</i> Ginsburg, 1938	1		<i>Halichoeres chierchiae</i> Di Caporiacco, 1948	11	2
<i>Gymneleotris seminuda</i> (Günther, 1864)			<i>Halichoeres dispilus</i> (Günther, 1864)	82	
<i>Tigriobius digueti</i> (Pellegrin, 1901)	2		<i>Halichoeres nicholsi</i> (Jordan & Gilbert, 1882)		2
Orden Carangiformes Jordan, 1923			<i>Thalassoma lucasanum</i> (Gill, 1862)	183	
Familia Carangidae Rafinesque, 1815			Familia Scorpaenidae Risso, 1827		
<i>Caranx caballus</i> Günther, 1868	20		<i>Scorpaenodes xyris</i> (Jordan & Gilbert, 1882)		4
<i>Eupreopocaranx dorsalis</i> (Gill, 1863)		2	Orden Centrarchiformes Bleeker, 1859		
Orden Cichliformes Betancur-R <i>et al.</i> , 2013			Familia Cirrhitidae Macleay, 1841		
Familia Pomacentridae Bonaparte, 1831			<i>Cirrhitichthys oxycephalus</i> (Bleeker, 1855)		4
<i>Abudefduf troschelii</i> (Gill, 1862)		5	<i>Cirrhitus rivulatus</i> Valenciennes, 1846	2	2
<i>Microspathodon dorsalis</i> (Gill, 1862)	17		Orden Acanthuriformes Jordan, 1923		
<i>Stegastes flavilatus</i> (Gill, 1862)	160	2	Familia Pomacanthidae Jordan & Evermann, 1898		
<i>Stegastes acapulcoensis</i> (Fowler, 1944)	144		<i>Holacanthus passer</i> Valenciennes, 1846	1	
Orden Blenniiformes Rafinesque, 1810			<i>Pomacanthus zonipectus</i> (Gill, 1862)		1
Familia Tripterygiidae Whitley, 1931			Familia Chaetodontidae Rafinesque, 1815		
<i>Axoclinus storeyae</i> (Brock, 1940)	3		<i>Chaetodon humeralis</i> Günther, 1860	3	6
<i>Enneanectes</i> sp.	1		<i>Johnrandallia nigrirostris</i> (Gill, 1862)	2	8
Familia Labrisomidae Clark Hubbs, 1952			Familia Acanthuridae Bonaparte, 1835		
<i>Malacoctenus zaca</i> Springer, 1959	1		<i>Prionurus laticlavus</i> (Valenciennes, 1846)	29	
Familia Chaenopsidae Gill, 1865			Orden Tetraodontiformes Berg, 1937		
<i>Acanthemblemaria macrospilus</i> Brock, 1940		7	Familia Balistidae Rafinesque, 1810		
Familia Blenniidae Rafinesque, 1810			<i>Pseudobalistes naufragium</i> (Jordan & Starks, 1895)	1	1
<i>Ophioblennius steindachneri</i> Jordan & Evermann, 1898	7	1	Familia Diodontidae Billberg, 1833		
Orden Perciformes <i>sedis mutabilis</i>			<i>Diodon holocanthus</i> Linnaeus, 1758	2	
Familia Lutjanidae Gill, 1861			Familia Tetraodontidae Bonaparte, 1831		
			<i>Canthigaster punctatissima</i> (Günther, 1870)		5

REFERENCIAS

- ABEYTA, R., H. M. GUZMÁN & O. BREEDY. 2013. Species composition and bathymetric distribution of gorgonians (Anthozoa: Octocorallia) on the Southern Mexican Pacific coast. *Revista de Biología Tropical* 61 (3): 1157-1166.
- CHAPA-BALCORTA, C., J. M. HERNÁNDEZ-AYÓN, 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. DOI: 10.1002/2015JC011249
- CHAPA-BALCORTA, C., M. HERNÁNDEZ-AYÓN, R. A. LÓPEZ-PÉREZ, A. SIQUEIROS-VALENCIA, C. O. NORZAGARAY-LÓPEZ & R. A. GUERRA-MENDOZA. 2017. Intercambio océano-atmósfera de CO₂ en un ecosistema coralino del Pacífico tropical mexicano. In: Paz, F. & R. Torres (Eds.). *Estado actual del conocimiento del ciclo del Carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2017. Serie Síntesis Nacionales*. Programa Mexicano del Carbono en colaboración con el Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada y la Universidad Autónoma de Baja California, pp. 283-289.
- CORTÉS, J. 2003. Coral reefs of the Americas: An introduction to Latin American coral reefs. In: Cortés J. (Ed.). *Latin American Coral Reefs*. Elsevier Science, pp. 1-8. DOI: 10.1016/B978-044451388-5/50002-3
- CORTÉS, J., I. C. ENOCHS, J. SIBAJA-CORDERO, L. HERNÁNDEZ, J. J. ALVARADO, O. BREEDY, J. A. CRUZ-BARRAZA, O. ESQUIVEL-GARROTE, C. FERNÁNDEZ-GARCÍA, A. HERMOSILLO, K. L. KAISER, P. MEDINA-ROSAS, A. MORALES-RAMÍREZ, C. PACHECO, A. PÉREZ-MATUS, H. REYES-BONILLA, R. RIOSMENA-RODRÍGUEZ, C. SANCHEZ-NOGUERA, E. A. WIETERS & F. A. ZAPATA. 2017. Marine biodiversity of Eastern Tropical Pacific coral reefs. In: Glynn, P. W., D. P. Manzello & I. E. Enochs (Eds.). *Coral reefs of the Eastern Tropical Pacific. Persistence and loss in a dynamic environment*. Springer, pp. 203-250. DOI: 10.1007/978-94-017-7499-4_7
- FLORES-RAMÍREZ, M., C. CHAPA-BALCORTA, R. A. LÓPEZ-PÉREZ, M. L. LEAL-ACOSTA & H. GARCÍA-BURCIAGA. 2021. Distribución espacial del estado de saturación de aragonita y pH durante diciembre de 2020 en Isla La Blanca, Oaxaca. In: Hernández, J. M., M. Manzano, M. Bolaños & P. Ibarra (Eds.). *Estado actual del conocimiento del ciclo del carbono y sus interacciones en México: Síntesis a 2021*. Programa Mexicano del Carbono, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, pp. 292-297.
- FRICKE, R., W. N. ESCHMEYER & J. D. FONG. 2021a. Eschmeyer's Catalog of Fishes: Genera/Species by Family/Subfamily. Disponible en línea en: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/SpeciesByFamily.asp> (consultado el 01 septiembre 2022)
- FRICKE, R., W. N. ESCHMEYER & R. VAN DER LAAN. 2021b. Eschmeyer's Catalog of Fishes: Genera, Species, References. Disponible en línea en: <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp> (consultado el 01 septiembre 2022)
- GLYNN, P. W. & J. S. AULT. 2000. A biogeographic analysis and review of the far eastern Pacific coral reef region. *Coral Reefs* 19: 1-23. DOI: 10.1007/s003380050220
- GLYNN, P. W. & G. E. LEYTE-MORALES. 1997. Coral reefs of Huatulco, West México: reef development in upwelling Gulf of Tehuantepec. *Revista de Biología Tropical* 45 (3): 1033-1047.
- GLYNN, P. W. & G. M. WELLINGTON. 1983. *Coral reefs of the Galápagos islands*. University of California Press, Berkeley, 330 p.
- GLYNN, P. W., J. J. ALVARADO, S. BANKS, J. CORTÉS, J. S. FEINGOLD, C. JIMÉNEZ, J. E. MARAGOS, P. MARTÍNEZ, J. L. MATÉ, D. A. MOANGA, S. NAVARRETE, H. REYES-BONILLA, B. RIEGL, F. RIVERA, B. VARGAS-ÁNGEL, E. A. WIETERS & F. A. ZAPATA. 2017. Eastern Pacific coral reef provinces, coral community structure and composition: An overview. In: Glynn, P. W., D. P. Manzello & I. E. Enochs (Eds.). *Coral reefs of the Eastern Tropical Pacific. Persistence and loss in a dynamic environment*. Springer, pp. 107-176. DOI: 10.1007/978-94-017-7499-4_5
- GRANJA-FERNÁNDEZ, R., P. HERNÁNDEZ-MORENO & R. BASTIDA-ZAVALA. 2013. First record of the association between *Malmgreniella cf. variegata* (Polychaeta, Polynoidae) and *Ophionereis annulata* (Echinodermata, Ophionereididae) in the Mexican Pacific. *Symbiosis* 60 (2): 85-90. DOI: 10.1007/s13199-013-0239-x
- GRANJA-FERNÁNDEZ, R., A. P. RODRÍGUEZ-TRONCOSO, M. D. HERRERO-PÉREZRUZ, R. C. SOTELO-CASAS, J. R. FLORES-ORTEGA, E. GODÍNEZ-DOMÍNGUEZ, P. SALAZAR-SILVA, L. C. ALARCÓN-ORTEGA, A. CÁZARES-SALAZAR & A. L. CUPUL-MAGAÑA. 2017. Ophiuroidea (Echinodermata) from the Central Mexican Pacific: an updated checklist including new distribution records. *Marine Biodiversity* 47: 167-177. DOI: 10.1007/s12526-016-0459-4
- HASTINGS, P. A. 2000. Biogeography of the Tropical Eastern Pacific: distributions and phylogeny of chaenopsid fishes. *Zoological Journal of the Linnean Society* 128: 319-335. DOI: 10.1111/j.1096-3642.2000.tb00166.x
- IGLESIAS-PRIOETI, R., V. H. BELTRAN, T. C. LAJEUNESSE, H. REYES-BONILLA & P. E. THOME. 2004. Different algal symbionts explain the vertical distribution of dominant reef corals in the eastern Pacific. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 271 (1549): 1757-1763. DOI: 10.1098/rspb.2004.2757
- KROH, A. & R. MOOI. 2022. World Echinoidea Database. Disponible en línea en: <https://www.marinespecies.org/echinoidea> (consultado el 04 septiembre 2022)
- 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: e0202995. DOI: 10.1371/journal.pone.0202995
- 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.
- LLUCH-COTA S. E., S. ÁLVAREZ-BORREGO, E. M. SANTAMARÍA-DEL ÁNGEL, F. E. MÜLLER-KARGER & S. HERNÁNDEZ-VÁZQUEZ. 1997. El Golfo de Tehuantepec y áreas adyacentes: variación espaciotemporal de pigmentos fotosintéticos derivados de satélite. *Ciencias Marinas* 23: 329-340. DOI: 10.7773/cm.v23i3.809
- LÓPEZ-PÉREZ, R. 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 del Parque Nacional Huatulco, Pacífico Sur Mexicano. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85: 1145-1159. DOI: 10.7550/rmb.43848
- MAH, C. L. 2022. World Asteroidea Database. Disponible en línea en: <https://www.marinespecies.org/asteroidea> (consultado el 04 septiembre 2022)
- MELVILLE, W. K., L. ROMERO, J. M. KLEISS & R. N. SWIFT. 2005. Extreme wave events in the Gulf of Tehuantepec. In: *Rogue Waves: Proc. 14th 'Aha Huliko 'a Hawaiian Winter Workshop*, pp. 23-28.
- REIDENBACH, M. A., J. R. KOSEFF & M. A. R. KOEHL. 2009. Hydrodynamic forces on larvae affect their settlement on coral reefs in turbulent, wave-driven flow. *Limnology and Oceanography* 54 (1): 318-330. DOI: 10.4319/lo.2009.54.1.0318
- REYES-BONILLA, H. 2002. Checklist of valid names and synonyms of stony corals (Anthozoa: Scleractinia) from the eastern Pacific. *Journal of Natural History* 36: 1-13. DOI: 10.1080/713833841
- Reyes-Bonilla, H. 2003. Corals reefs of the Pacific coast of México. In: Cortés J. (Ed.). *Latin American Coral Reefs*. Elsevier Science, pp. 331-349. DOI: 10.1016/B978-044451388-5/50015-1
- REYES-BONILLA, H. & J. E. BARRAZA. 2003. Corals and associated marine communities from El Salvador. In: Cortés J. (Ed.). *Latin American Coral Reefs*. Elsevier Science, pp. 351-360. DOI: 10.1016/B978-044451388-5/50016-3
- REYES-BONILLA, H. & A. LÓPEZ-PÉREZ. 1998. Biogeografía de los corales pétreos (Scleractinia) del Pacífico de México. *Ciencias Marinas* 24 (2): 211-224.
- REYES-BONILLA, H., L. E. CALDERÓN-AGUILERA, G. CRUZ-PIÑÓN, P. MEDINA-ROSAS, R. A. LÓPEZ-PÉREZ, M. D. HERRERO-PÉREZ, G. E. LEYTE-MORALES, A. L. CUPUL-MAGAÑA & J. D. CARRIQUIRY-BELTRÁN. 2005. *Atlas de los corales pétreos (Anthozoa: Scleractinia) del Pacífico mexicano*. CICESE, CONABIO, CONACYT, UdeG, UMAR, Guadalajara, 124 p.
- REYES-HERNÁNDEZ, C., M. A. AHUMADA-SEMPOAL & R. DURAZO. 2016. The Costa Rica Coastal Current, eddies and wind forcing in the Gulf of Tehuantepec, Southern Mexican Pacific. *Continental Shelf Research* 114: 1-15. DOI: 10.1016/j.csr.2015.12.012
- SEGOVIA, J., G. GUERRA, & F. RAMOS. 2017. Riqueza y distribución de equinodermos en los arrecifes rocosos de Punta Amapala y Los Cóbano, El Salvador. *Revista de Biología Tropical* 65 (1): S92-S100. DOI: 10.15517/rbt.v65i1-1.31670
- STÖHR, S., T. O'HARA & B. THUY. 2022. World Ophiuroidea Database. Disponible en línea <https://www.marinespecies.org/ophiuroidea> (consultado el 04 septiembre 2022)
- VALENCIA-MÉNDEZ, O., F. A. RODRÍGUEZ-ZARAGOZA, D. PALACIOS-SALGADO, A. RAMÍREZ-VALDEZ & A. LÓPEZ-PÉREZ. 2021. Biological inventory and latitudinal gradient of the rocky and reef associated fish along the southern Mexican Pacific. *Marine Biodiversity* 51 (3): 1-11. DOI: 10.1007/s12526-020-01145-w
- VELA-ESPINOSA, D. A., S. DÍAZ-RUIZ, A. LÓPEZ-PÉREZ & O. VALENCIA-MÉNDEZ. 2023. Composición, distintividad taxonómica y diversidad beta de la ictiofauna marina del Parque Nacional Huatulco. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 94: e944974. DOI: 10.22201/ib.20078706e.2023.94.4974
- VERON, J. E. N. 2000. *Corals of the world*. Vols. 1-3. Australian Institute of Marine Science, Townsville, 1381 p.
- WoRMS. 2022. World Register of Marine Species. Disponible en línea <https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=search> (consultado el 04 septiembre 2022)

NOTA CIENTÍFICA

Fortalecimiento del manejo y conservación de corales en Áreas Naturales Protegidas del Pacífico mexicano mediante una red colaborativa

Strengthening management and coral conservation in Natural Protected Areas from the Mexican Pacific Ocean through a collaborative network

Rebeca Meléndez-Rosas¹, Gabriela García-Vázquez¹, Mónica Franco-Ortiz¹, Héctor Reyes-Bonilla², Amílcar Cupul-Magaña³, Andrés López-Pérez⁴, Sylviane Jaime-Schinkel⁵, Arturo Ayala-Bocos⁶, Gonzalo Pérez-Lozano⁷, Jenny Carolina Rodríguez-Villalobos¹⁷, Imelda Amador-Castro⁹, Jorge Castrejón-Pineda^{10,11}, Irma González-López¹², Carlos Godínez-Reyes^{13*}, Mariana Salgado-Gallegos¹⁴, Eréndira Frías-Hernández¹⁵, Mauricio Cortés-Hernández¹⁶, Deneb Saldierna-Calápipiz¹⁵

Recibido: 01 de noviembre de 2022.

Aceptado: 01 de mayo de 2023.

Publicado: agosto de 2023.

RESUMEN

La mayoría de las comunidades coralinas del Pacífico mexicano están ubicadas en Áreas Naturales Protegidas (ANPs); sin embargo, están en riesgo por amenazas climáticas y antropogénicas. Con el fin de promover la conservación de arrecifes de coral en el Pacífico mexicano, se ha formado la Red de Conservación de los Corales del Pacífico mexicano. Los esfuerzos de colaboración se han enfocado en cuatro ejes principales a) fortalecimiento del manejo de ANPs, b) capacitación y difusión de buenas prácticas turísticas, c) evaluación del estado de conservación de los sistemas arrecifales, y d) sensibilización ambiental. Se ha logrado la publicación y difusión del Estado de Conservación de los Corales del Pacífico mexicano, en el cual se estiman los indicadores de cobertura de coral, abundancia y biomasa de peces, abundancia de invertebrados y el cálculo del Índice Integrado de Salud Arrecifal. Estos indicadores reflejan las medidas de manejo en las ANPs que participaron, la utilidad de protocolos estandarizados que permiten realizar comparaciones en el tiempo y entre ANPs, así como la necesidad de llevar a cabo los monitoreos de forma adaptada a la región y congruente con las capacidades de los actores en cada ANP. Por otro lado, también se ha llevado a cabo la sensibilización sobre la importancia y las amenazas hacia los corales a personas de diferentes sectores, a través de campañas de sensibilización ambiental que han alcanzado 5,000 estudiantes, así como de la distribución de 12,000 guías de identificación de especies y buenas prácticas turísticas en ANPs. Estos esfuerzos han sido importantes, sin embargo la creación y permanencia de la Red de Conservación de los Corales del Pacífico mexicano ha sido quizás el mayor logro de manejo y conservación en la Región.

Palabras clave: Corales, conservación, Pacífico mexicano, monitoreo, cambio climático.

ABSTRACT

Most of the coral communities of the Mexican Pacific Ocean are located in Natural Protected Areas (NPAs); nevertheless, they are in risk for climatic and anthropogenic threats. In order to promote the conservation of coral reefs in the Mexican Pacific Ocean, one has formed the Coral Conservation Network of the Mexican Pacific. The efforts of collaboration have focused on four principal axes a) strengthening of the management in NPAs, b) training and diffusion of good tourism practices, c) evaluation of the state of conservation of the coral reefs, and d) environmental sensitization. There has been achieved the publication and diffusion of the State of Conservation of the Corals of the Mexican Pacific, in which there are estimated the indicators of coral coverage, abundance and biomass of fish, abundance of invertebrates, and the calculation of the Integrated Index of Reef Health. These indica-

- ¹ COSTASALVAJE, A. C. Blvd. Las Dunas 160, Int. 203, col. Fraccionamiento Playa Ensenada, Ensenada, Baja California, 22880. México.
- ² Laboratorio de Sistemas Arrecifales, Departamento de Biología Marina, Universidad Autónoma de Baja California Sur. Carretera al sur km 5.5, col. El Mezquillo, La Paz, Baja California Sur, 23080. México.
- ³ Laboratorio de Ecología Marina, Centro de Investigaciones Costeras, Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara. Av. Universidad de Guadalajara 203, Delegación Ixtapa, Puerto Vallarta, Jalisco, 48280. México.
- ⁴ Laboratorio de Arrecifes y Biodiversidad (ARBIOLAB)/Laboratorio de Ecosistemas Costeros, Departamento de Hidrobiología, Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. San Rafael Atlixco 186, col. Vicentina, Ciudad de México, 09340. México.
- ⁵ Sociedad de Historia Natural Niparájá, A.C. Revolución de 1910, 430, col. Esterto, La Paz, Baja California Sur, 23020. México.
- ⁶ Ecosistemas y Conservación: Proazul Terrestre A. C., Héroes de Independencia, 2440, La Paz, Baja California Sur, 23000. México.
- ⁷⁻¹⁰ Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas, Parque Nacional Isla Isabel, col. La Playita, A.P.87, San Blas, Nayarit, 63744. México.
- ⁹ Comunidad y Biodiversidad A.C., Isla del Peruano 215, col. Lomas de Miramar, Guaymas, Sonora, 85448. México.
- ¹¹ Comisión de Áreas Naturales Protegidas, Parque Nacional Islas Marietas, Blvd. Francisco Medina Ascencio, Plaza Marina F19-F22, col. Marina Sol, Puerto Vallarta, Jalisco, 48334. México.
- ¹² Comisión de Áreas Naturales Protegidas, Parque Nacional Zona Marina del Archipiélago de Espíritu Santo, col. Centro, La Paz, Baja California Sur, 23000 México.
- ¹³ Comisión de Áreas Naturales Protegidas, Parque Nacional Cabo Pulmo, domicilio conocido, Cabo Pulmo, Baja California Sur, 23574. México.
- ¹⁴ Comisión de Áreas Naturales Protegidas, Parque Nacional Bahía de Loreto. Blvd. Adolfo López Mateos s/n, col. Centro, Loreto, Baja California Sur, 23880. México.
- ¹⁵ Comisión de Áreas Naturales Protegidas, Parque Nacional Revillagigedo. De La Langosta 140, col. La Selva Fidepaz, La Paz, Baja California Sur, 23086. México.
- ¹⁶ Pronatura Noroeste A. C., Río Santiago 27, col. Sánchez Ibarra, Tepic, Nayarit, 63058. México.
- ¹⁷ Departamento de Pesquerías y Biología Marina, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Instituto Politécnico Nacional, La Paz, Baja California Sur, 23096. México.

***Corresponding author:**

Rebeca Meléndez-Rosas: e-mail: rebeca@costasalva.org

To quote as:

Meléndez-Rosas, R., G. García-Vázquez, M. Franco-Ortiz, H. Reyes-Bonilla, A. Cupul-Magaña, A. López-Pérez, S. Jaime-Schinkel, A. Ayala-Bocos, G. Pérez-Lozano, J. Rodríguez-Villalobos, I. Amador-Castro, J. Castrejón-Pineda, I. González-López, C. Godínez-Reyes, M. Salgado-Gallegos, E. Frías-Hernández, M. Cortés-Hernández & D. Saldierna-Calápipiz. 2023. Fortalecimiento del manejo y conservación de corales en Áreas Naturales Protegidas del Pacífico mexicano mediante una red colaborativa. *Hidrobiológica* 33 (2): 265-271.

DOI:10.24275/FXH7586

tors reflect the management implemented in the ANPs, participants of these analyses; the utility of standardized protocols that allow comparisons in the time and between NPAs, as well as the need to carry out the monitoring, adapted to the region, and coherent with the capacities of the actors on each ANP. On the other hand, sensitization has been carried out on the importance and the threats towards the corals to persons of different sectors across campaigns of environmental sensitization that reached 5,000 students, as well as the distribution of 12,000 guides of the identification of species and good tourism practices in NPAs. These efforts have been important, nevertheless the creation and permanence of the Coral Conservation Network of the Mexican Pacific Ocean has been perhaps the most impactful achievement on management and conservation in the Region.

Key words: Corals, conservation, Mexican Pacific, monitoring, climate change.

Las comunidades coralinas del Pacífico mexicano están consideradas entre las más importantes del Pacífico Oriental, se distinguen por formar pequeños parches, estar geográficamente aisladas unas de otras y presentar abundancia poblacional baja (Reyes-Bonilla, 2003). Los corales crean hábitats que brindan refugio, zonas de alimentación y crianza para el 25% de las especies marinas de importancia ecológica y comercial (Cole *et al.*, 2008; Graham & Nash, 2013). Además de su importancia biológica, estos ecosistemas poseen un inmenso valor económico con una derrama estimada en millones de dólares derivada de actividades como la pesca, recreación, turismo y protección de la zona costera contra tormentas y huracanes (Barbier *et al.*, 2011). Tan solo en Cabo Pulmo, el monto subestimado que generan los servicios ambientales de las comunidades coralinas es de 1.1 millones de dólares por año (Reyes-Bonilla *et al.*, 2014).

La mayoría de las comunidades coralinas del Pacífico mexicano están ubicadas en Áreas Naturales Protegidas (ANPs); sin embargo estos ecosistemas están en riesgo por amenazas tanto climáticas como antropogénicas. El cambio climático global y eventos regionales como El Niño-Oscilación del Sur (ENSO), que traen consigo temperaturas extremas y acidificación oceánica, conducen al blanqueamiento coralino y a una mayor susceptibilidad a las enfermedades (Glynn, 1991; Hoegh-Guldberg, 1999).

Por otro lado, el turismo masivo en las costas del Pacífico mexicano, como es el caso de Huatulco, Oaxaca, que en el año 2021 recibió a 625,121 visitantes (SECTUR, 2021), también representa una amenaza para los corales. La construcción de complejos inmobiliarios que atraen a miles de visitantes a las ANPs con presencia de corales ocasiona un impacto constante en estos frágiles ecosistemas, debido a la contaminación y el desarrollo de actividades acuáticas (Richmond, 1993; Reyes-Bonilla, 2003).

Las malas prácticas turísticas en actividades de nado, snorkel y buceo en zonas con corales, han demostrado causar daños físicos a éstos debido a que los turistas continuamente tocan, pisan, golpean las colonias de coral o extraen partes del ecosistema (Richmond, 1993). Esto se suma a la falta de capacitación de los prestadores de servicios turísticos (PST) que en ocasiones motivan la exposición a la intemperie de organismos marinos o realizan anclaje en zonas de arrecife.

Debido a la falta de acciones para mitigar el incremento de la temperatura superficial y la acidificación oceánica en el planeta, los esfuerzos que se describen en el presente trabajo se han enfocado

en incrementar las acciones y herramientas de manejo dirigidas que permiten aminorar los impactos directos de los visitantes y PST sobre los corales, con el fin de conservar los servicios ecosistémicos que ofrece el ecosistema.

Los esfuerzos de conservación de los corales del Pacífico mexicano que comprende el presente proyecto iniciaron en 2016 promovidos por COSTASALVAJE A.C., la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONANP) y la Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS), en respuesta a la necesidad de contar con monitoreos eficientes y datos útiles para la región, que pudieran llevarse a cabo bajo las limitaciones de las ANPs y socios de las mismas (COSTASALVAJE, 2018). A este proyecto se han sumado a la fecha más de 30 actores clave a lo largo del Pacífico mexicano, incluyendo tomadores de decisiones, académicos y asociaciones civiles. Los objetivos de este proyecto han sido: 1) conservar 15,653,613.6 ha de ecosistemas de coral en la región del Pacífico mexicano; 2) fortalecer el manejo en 10 ANPs del Pacífico mexicano; y 3) mitigar los impactos directos a corto plazo sobre los corales.

Para promover la conservación de arrecifes de coral en el Pacífico mexicano, los esfuerzos de colaboración se enfocaron en cuatro ejes principales: a) fortalecimiento del manejo de ANPs, b) capacitación y difusión de buenas prácticas turísticas, c) evaluación del estado de conservación de los sistemas arrecifales, y d) sensibilización ambiental.

El proyecto tuvo alcance regional e incluyó a 10 ANPs administradas por la CONANP a lo largo del Pacífico mexicano: Parque Nacional Bahía de Loreto (PNBL), Parque Nacional Zona Marina del Archipiélago Espíritu Santo (PNZMAES), Parque Nacional Cabo Pulmo (PNCP), Área de Protección de Flora y Fauna Cabo San Lucas (APFF Cabo San Lucas), Parque Nacional Revillagigedo (PNR), Parque Nacional Isla Isabel (PNII), Reserva de la Biosfera Islas Mariás (RBIM), Parque Nacional Islas Marietas (PNIM), Santuario Islas La Pajarera, Cocinas, Mamut, Colorada, San Pedro, San Agustín, San Andrés y Negrita, y los Islotes Los Anegados, Novillas, Mosca y Submarino (SIBC) y Parque Nacional Huatulco (PNH; Fig. 1).

Las actividades prioritarias para el manejo se definieron con personal de las ANPs, y fueron llevadas a cabo con la participación de PST, miembros de las comunidades asociadas a las ANPs y científicos cuyas áreas de investigación comprenden las ANPs. Se realizaron reuniones con la dirección de cada ANP, en las que se proyectaron tres temas relevantes para la conservación de corales: 1) monitoreo, 2) infraestructura para el manejo de visitantes (instalación y mantenimiento de boyado) y 3) vigilancia marina. No todas las actividades se llevaron a cabo en todas las ANPs, ya que el fortalecimiento se basa en soportar aquellas actividades para las que se tengan menos recursos o aquellos sean más relevantes para el objeto de conservación de las ANPs. Además, estos se ajustan a lo largo del proyecto y de los subsidios a los que las direcciones logren acceder.

A lo largo del desarrollo del proyecto, se llevaron a cabo capacitaciones dirigidas a grupos de PST sobre la importancia de los corales y mejores prácticas turísticas de visitación de arrecifes de coral a través de talleres presenciales y materiales gráficos. El objetivo de estos talleres fue comunicar temas como ¿qué son los corales?, los servicios ambientales que brindan, las amenazas, las formas de realizar mejores prácticas turísticas y los lineamientos dispuestos por las ANPs para el uso público. Para evaluar el conocimiento adquirido, se implementaron encuestas de entrada y salida a PST que recibieron los talleres.

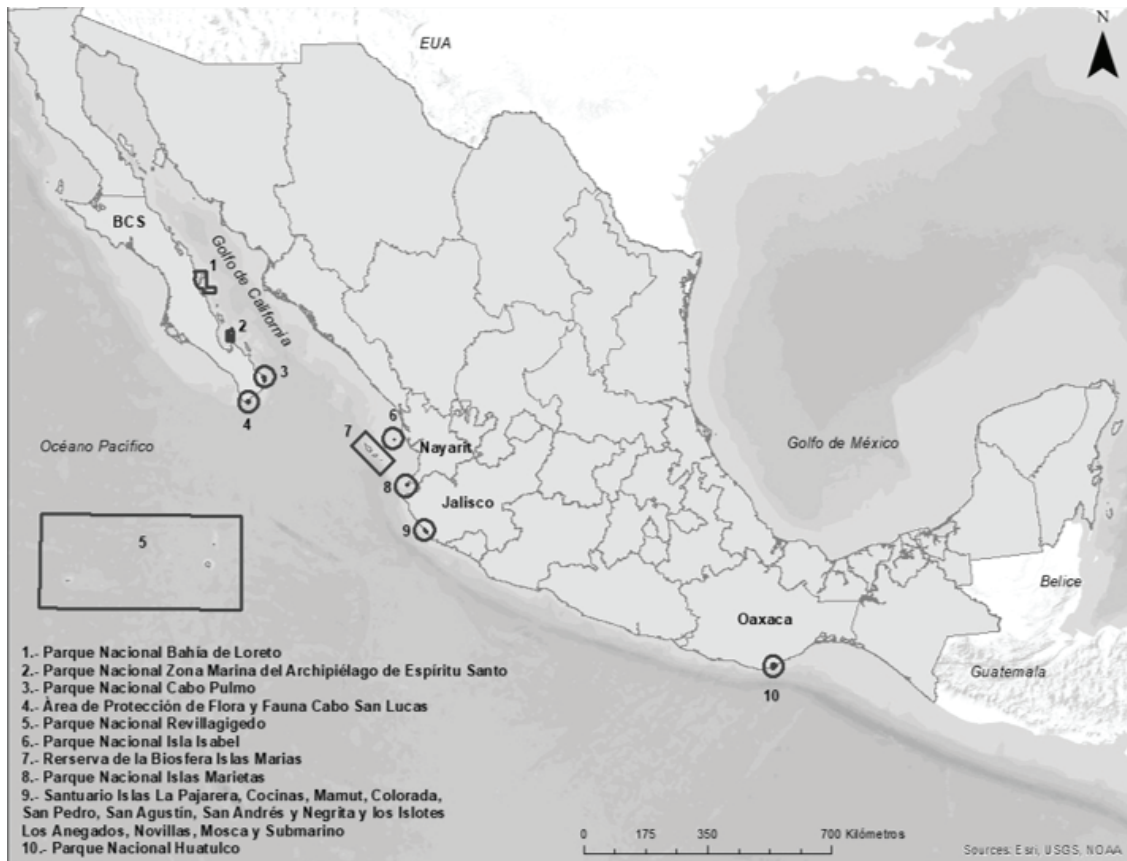


Figura 1. Áreas Naturales Protegidas que colaboran en el proyecto Conservación de Corales en el Pacífico mexicano.

A la par, en colaboración con las ANPs se elaboraron materiales de difusión sobre buenas prácticas turísticas dirigidos a los visitantes. Estos se realizaron tomando como referencia los Programas de Manejo de cada ANP. Entre los materiales destacan las guías de identificación de especies marinas y buenas prácticas de buceo, así como evaluaciones para conocer su impacto. Además, se instaló señalética en la zona costera de algunas ANPs.

Para generar información científica actualizada, comparable y disponible que permita tomar mejores decisiones de manejo, en 2016 COSTASALVAJE lideró una reunión con personal de seis ANPs del Pacífico mexicano y Golfo de California, cuatro centros de investigación y cuatro organizaciones de la sociedad civil (OSCs). En esta reunión se firmó el acuerdo de colaboración para estandarizar el método de monitoreo de arrecifes en la región del Pacífico mexicano.

Esta metodología consiste en realizar censos visuales de peces, invertebrados y cobertura de coral a lo largo de un transecto de 25 m. La abundancia y la estimación de las tallas de las especies de peces se registraron en una ventana de 2 m a cada lado y 2 m de alto. Por otro lado, se contabilizaron las especies y número de invertebrados presentes a 1.5 m a cada lado del transecto. Para estimar el porcentaje de cobertura del fondo marino por coral u otro elemento (roca, arena, invertebrados sésiles y móviles, conchero, tapete algal, alga coralina y alga frondosa) se colocaron cada 5 m, seis cuadrantes de 1 m² a lo lar-

go del transecto, el primer cuadrante se ubicó en el metro cero (Figura 2). Con estos datos se obtuvieron cuatro indicadores del ecosistema arrecifal coralino: 1) cobertura de coral, 2) abundancia de peces, 3) biomasa de peces y 4) abundancia de invertebrados (Fernández Rivera Melo, 2015; COSTASALVAJE, 2020).

En aquellas ANPs con suficiente información histórica, se determinó el Índice Integrado de Salud Arrecifal (IISA); es decir, su estado de conservación. Para ello, a cada indicador en tiempo y/o espacio se le asigna un puntaje que va de uno a cinco. La escala, resulta de dividir el rango de datos disponibles del indicador para el tiempo/espacio para el cual se quiere determinar la condición en cinco secciones; tres secciones (1-3) se obtienen de dividir el rango debajo del promedio, mientras que dos secciones (4-5) se obtienen de dividir el rango por arriba del promedio. A partir de la determinación del puntaje de cada indicador se calculó el IISA para determinar el estado de conservación en tiempo/espacio de acuerdo a cinco clasificaciones de conservación: 1) estado de condición “crítico” (1-1.8), 2) estado de condición “pobre” (> 1.8-2.6), 3) estado de condición “regular” (>2.6-3.4), 4) estado de condición “bueno” (>3.4-4.2) y 5) estado de condición “muy bueno” (>4.2-5). El IISA resulta del promedio aritmético, en tiempo/espacio, compensando los vacíos de información a esas mismas escalas. Con esto se generaron gráficas semáforo tipo Healthy Reefs Initiative (2018). Este Índice permite la comparación en escalas temporales dentro de la misma ANP, así como entre ANPs.

Por otro lado, se participó en la convocatoria para la actualización de la Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, proponiendo la inclusión de cuatro especies de coral del Pacífico mexicano.

Se realizaron talleres de sensibilización ambiental sobre la importancia, amenazas y acciones que promueven el cuidado de los corales. Estos se impartieron a estudiantes y público en general, a partir de plataformas digitales y materiales didácticos especializados. Para evaluar el conocimiento adquirido de la población objetivo, se aplicaron encuestas de entrada y salida a quienes reciben las pláticas.

Por otro lado, se ha trabajado en la realización de campañas mediáticas sobre la conservación de corales, las cuales son difundidas a nivel nacional a través de recursos como la televisión abierta, notas periodísticas y plataformas digitales.

Derivado de los esfuerzos a nivel regional para la conservación de los corales del Pacífico mexicano, se creó la “Red de Conservación de Corales del Pacífico mexicano (RCCPM)”, un grupo de 22 actores clave liderados por COSTASALVAJE, que se reúnen anualmente para compartir información y diseñar acciones de conservación estratégicas y coordinadas, utilizando recursos limitados de forma eficiente en 10 ANPs.

Además de las ANPs (Fig. 1), la RCCPM está conformada por investigadores del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), Universidad Autónoma de Baja California Sur (UABCS), Universidad de Guadalajara-Centro Universitario de la Costa (UdG), Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa (UAM), Universidad del Mar (UMar) y el Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional-Unidad Oaxaca (CIIDIR). De igual manera, forman parte las OSCs: Sociedad de Historia Natural Niparáj, Pronatura Noroeste, Ecosistemas y Conservación, Comunidad y Biodiversidad, y Healthy Reefs Initiative.

A partir de las reuniones de trabajo con las direcciones de las ANPs, se identificaron como acciones de manejo prioritarias: a) la capacita-

ción a personal de CONANP, b) el monitoreo de los arrecifes coralinos circundantes a las ANPs, c) la instalación y mantenimiento de boyado para el manejo de visitantes, y d) el apoyo de la vigilancia marina.

Se han capacitado a 36 miembros de diferentes ANPs, en habilidades de nado (PNH), buceo (PNCP, PNH, RBIM), monitoreo estandarizado de arrecifes coralinos y análisis de datos (todas las ANPs del proyecto); así como instalación de anclajes efectivos (PNH y PNZMAES).

Referente a la infraestructura para el manejo de visitantes, se han instalado 225 boyas de amarre y exclusión para protección de corales en el PNH y PNZMAES. El mantenimiento de los sistemas de boyado se lleva a cabo por las ANPs y sus socios. A partir de la vigilancia y mantenimiento del boyado, se ha registrado la pérdida de boyas en temporadas de huracán y/o mar de fondo en el PNH. En lo que respecta al PNZMAES, el personal del ANP da seguimiento puntual a la verificación de los anclajes y boyas, así como el mantenimiento preventivo de los mismos, siendo uno de los casos más exitosos, ya que aunado al programa de uso público del ANP se les da el uso correcto, generando impactos positivos.

De igual manera, se ha apoyado en la vigilancia marina de 28.89 ha del PNII, durante 41 recorridos realizados por miembros de la comunidad de pescadores residentes de San Blas, Nayarit.

Resultado de la capacitación y promoción de buenas prácticas turísticas, se capacitó a 265 PST de diferentes ANPs (PNCP, PNZMAES, PNII, PNIM, PNH), en buenas prácticas turísticas, durante estos talleres también se abordaron temas sobre la biología de los corales, servicios ecosistémicos de los arrecifes coralinos y sus amenazas. De igual manera, en el 2018 se lideró un intercambio de experiencias entre PST del PNH, PNCP y PNZMAES, con el objetivo de fortalecer las capacidades de los grupos. De igual manera, se capacitaron a 80 PST del PNH en ordenamiento náutico.

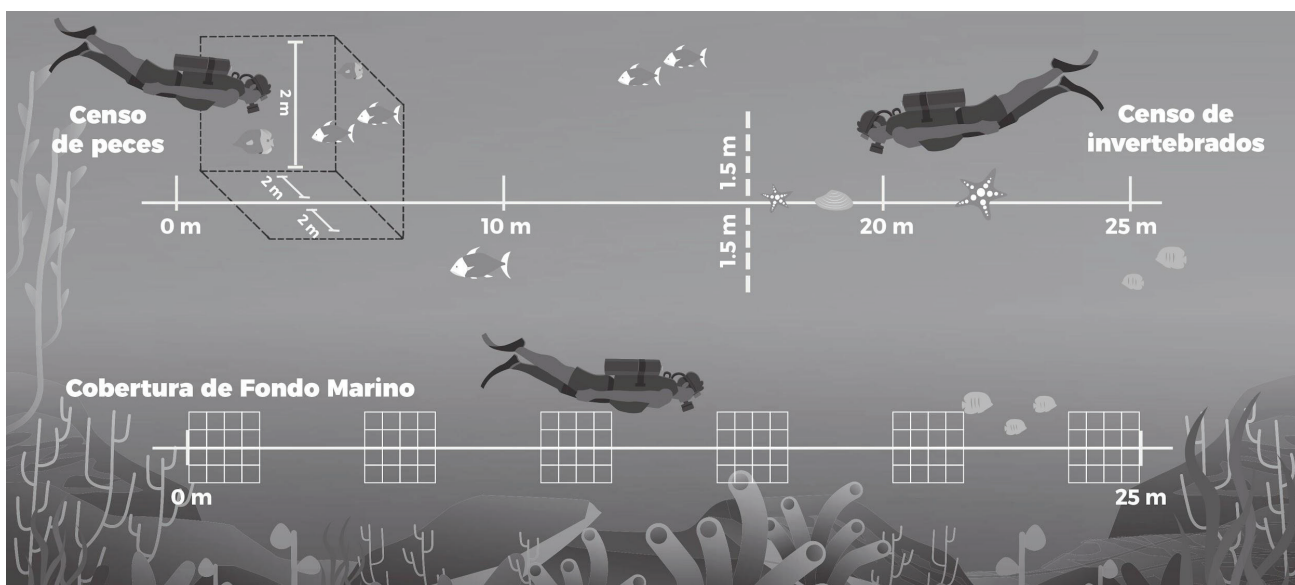


Figura 2. Método de monitoreo estandarizado de corales del Pacífico mexicano.

Por otro lado, se diseñaron e imprimieron 12,000 copias de guías de identificación de especies y buenas prácticas de buceo (Figura 3) para cinco ANPs (PNZMAES, PNCP, PNII, PNIM y PNH). Se instalaron dos letreros sobre las buenas prácticas turísticas en snorkel dirigidos a visitantes, en negocios de PST del PNH.

Los resultados del método estandarizado para el Pacífico mexicano para los años de 2016-2019, representan el esfuerzo realizado en 16 sesiones de monitoreo (Tabla 1) en siete ANPs (PNBL, PNZMAES, PNCP, RBIM, PNII, PNIM, SIBC y PNH). En el 2019, la RCCPM acordó y coordinó la preparación de una publicación, sobre los resultados del monitoreo estandarizado. En el 2020 se publicó el “Estado de conservación de los corales del Pacífico mexicano”, en este documento se presenta una línea base del estado actual de los arrecifes (COSTASALVAJE, 2020). En julio del mismo año, se llevó a cabo un webinar (<https://www.facebook.com/watch/?v=296847465559525>) de presentación del estado de conservación, este evento virtual tuvo un alcance de 2,200 personas aproximadamente.

La información obtenida de los monitoreos para las diferentes ANPs ha permitido a la RCCPM conocer la riqueza y abundancia de especies, biomasa de peces, cobertura de coral vivo y contar con un índice integrado de salud arrecifal. Un ejemplo de los indicadores obtenidos a partir del monitoreo, son los datos del PNH. De 2016 a 2019 muestran que la cobertura de coral vivo ha fluctuado entre 64-75 %, que la mayor abundancia de invertebrados corresponde a erizos (75 %) y que el IISA en 2018 fue crítico, pasando a regular en 2019.

En el caso del PNIM se sabe que en los años de 2014-2017 la cobertura de coral fue menor al 15 %, lo que refleja un IISA en 2016 crítico; esto cambió para 2019 a un índice bueno. En contraste, para el PNCP el IISA en 2016 reflejó un estado completamente crítico y un año después, correspondió a una salud muy buena; variación que corresponde al cambio en los sitios de monitoreo. Este resultado ha evidenciado la necesidad de tener sitios de monitoreo permanentes o semi-permanentes a lo largo del tiempo, que permitan identificar los cambios en el ecosistema, así como las medidas de manejo implementadas por el ANP (COSTASALVAJE, 2020).

A lo largo del desarrollo del trabajo en red se han presentado retos como la escasez de recursos para llevar a cabo el monitoreo de forma anual, un ejemplo de ello han sido el APFFCSL y el PNBL que no han podido establecer un monitoreo permanente en los sitios. Sin embargo, el protocolo de monitoreo estandarizado ha sido diseñado para ser aplicado en cualquier momento y por cualquier ANP del Pacífico mexicano con ecosistemas de coral, así como para aportar información útil en la toma de decisiones a partir del esfuerzo concentrado y dirigido en obtener la mayor cantidad de información con la menor cantidad de recursos y personal. Asimismo, el diseño de un protocolo estandarizado permite que sea aplicado en sitios como el PNR, en lo referente a las zonas de arrecife, permitiendo que esta ANP pueda llevar a cabo el monitoreo de pelágicos de forma paralela. Esto último ha sido discutido durante las reuniones de la RCCPM con investigadores y personal del ANP, llegando al consenso de mantener ambas metodologías debido a la naturaleza de las islas oceánicas y la diferencia entre sus ecosistemas.

En lo que respecta a política pública, se ha logrado la inclusión de dos especies de coral del Pacífico mexicano en la NOM-059-2019: *Pocillopora inflata* Glynn, 1999 y *Porites sverdrupi* Durham, 1947.

Tabla 1. Monitoreos estandarizados de corales realizados en cada ANP por año.

ANP/AÑO	2016	2017	2018	2019
PNZMAES			x	
PNCP	x	x		x
PNII	x		x	x
PNIM	x	x	x	x
SIBC				x
PNH	x	x	x	x

De manera paralela, se ha logrado transmitir la importancia y las amenazas hacia los corales a más de 10 millones de personas con las campañas de comunicación a nivel nacional, mientras que la información con plataformas digitales y materiales didácticos ha sido transmitida a 5,000 niñas, niños, jóvenes y adultos. Este esfuerzo es complementado por educadores que han recibido un kit de materiales especializados sobre corales, en diferentes comunidades del Pacífico mexicano. Este alcance se suma a las 12,000 guías de identificación de especies marinas y buenas prácticas sobre la importancia de los corales y reglas de visita que se han creado y distribuido en tres Áreas Naturales Protegidas (PNCP, PNZMAES y PNH).

El surgimiento de la Red de Conservación de Corales del Pacífico mexicano ha sido posible gracias a la colaboración entre sus miembros, así como a la permanente comunicación que existe a través del enlace de COSTASALVAJE y las personas que integran este grupo de trabajo. A su vez, gracias al intercambio de información científica, técnica, conocimientos y soporte en campo se ha logrado el fortalecimiento del manejo y la conservación de corales en las ANPs que se han involucrado en la red.

Por otro lado, esta red también ha logrado por primera vez en México llevar a cabo monitoreos en el Pacífico de forma estandarizada, la publicación de los resultados del estado de conservación (COSTASALVAJE, 2020), así como la comunicación y difusión de la información científica.

En particular, la publicación del Estado de Conservación (COSTASALVAJE, 2020) representa una herramienta sensible y que permite ajustar en el manejo de sistemas arrecifales, ya que permite visualizar los cambios en la salud del sistema respecto a su condición en años pasados, además de que gracias a este esfuerzo ha sido posible comparar el IISA entre las ANPs que colaboran. Como tal, la realización de otros monitoreos dentro de la ANPs que participan en este proyecto no se limita, permitiendo que las direcciones de las ANPs tengan una mayor cantidad de herramientas de manejo y decidan cuál emplear de acuerdo con la disponibilidad de recursos.

Respecto a los indicadores particulares del ANP, a través de esta estandarización se pudo evidenciar la necesidad de contar con protocolos de monitoreo pensados para asegurar la confiabilidad y el menor sesgo de los indicadores en el tiempo; independientemente del cambio en los puestos de toma de decisión. La disminución del sesgo en la toma de datos, a partir de los resultados de estos monitoreos, también se ha ligado a la designación de sitios de monitoreo constantes a lo

largo del tiempo, a la participación de buzos entrenados para efectuar los monitoreos, así como a la disponibilidad de hojas de cálculo que aporten una mayor certeza a los resultados de monitoreo obtenidos. Un sesgo claramente identificado fue el resultado del IISA del PNCP en 2016, el cual arrojó un estado “crítico” del ecosistema, lo que cambió para 2019 a un índice “bueno”; sin que esto obedeciera a la salud del

ecosistema, sino al cambio en los sitios de monitoreo y a la experiencia de los buzos que llevaron a cabo el monitoreo. A pesar de ello, este resultado fue un reflejo del ANP, ya que el IISA es calculado para el Parque y no para cada sitio en particular; sin embargo, se intentará designar sitios permanentes de monitoreo que puedan ser mantenidos en el mediano y largo plazo.



Figura 3. Guía de identificación de especies marinas y buenas prácticas en buceo del PNCP.

Por otro lado, en el PNIM los resultados de los monitoreos realizados permiten visualizar el deterioro del ecosistema arrecifal reflejado en un IISA “pobre” y dos años después de enfrentarse el cierre a la visitación, el IISA indica una salud “buena”.

Detener el cambio climático para frenar el deterioro de los ecosistemas arrecifales no es factible en el corto plazo. Sin embargo, crear conciencia entre los visitantes de las ANPs que albergan corales, así como limitar el impacto directo sobre estos ecosistemas, se ha convertido en la estrategia de manejo más efectiva para mejorar el estado de salud de los sistemas arrecifales y los servicios ambientales que ofrecen en el corto-mediano plazo.

Este esfuerzo de conservación ha seguido lineamientos científicos, coordinación con tomadores de decisiones y necesidades emergentes del ecosistema. Una de las nuevas estrategias que busca contribuir a la conservación de los corales, es la estimación del carbono almacenado en estos ecosistemas. La obtención de información sobre el estado de conservación de los arrecifes contribuye al almacenamiento de carbono que de frente al cambio climático, permitirá avanzar en el conocimiento sobre el valor ecológico y monetario de los corales.

AGRADECIMIENTOS

Al departamento de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos, al Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza, a buzos monitores, estudiantes y personas de las comunidades que han participado en los monitoreos.

REFERENCIAS

- BARBIER, E. B., S. D. HACKER, C. KENNEDY, E. W. KOCH, A. C. STIER & B. R. SILLIMAN. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs* 81(2): 169-193. DOI: 10.1890/10-1510.1
- COLE, A. J., M. S. PRATCHETT & G. P. JONES. 2008. Diversity and functional importance of coral-feeding fishes on tropical coral reefs. *Fish and Fisheries* 9(3): 286-307. DOI: 10.1111/j.1467-2979.2008.00290.x
- COSTASALVAJE. 2020. *Estado de Conservación de los Corales del Pacífico Mexicano*. COSTASALVAJE. 47 p. Disponible en línea en: <https://costasalvaje.org/wp-content/uploads/2021/07/Estado-de-conservacion-de-corales.pdf> (consultado el 22 de febrero de 2023).
- COSTASALVAJE. 2018. *Protocolo de monitoreo estandarizado de arrecifes de coral y manejo de datos para las Áreas Naturales Protegidas del Pacífico mexicano*. México. 19 p.
- DURHAM, J. W. 1947. *Corals from the Gulf of California and the north Pacific Coast of America*. *Memoirs of the Geological Society of America* 20: 1-68.
- FERNÁNDEZ-RIVERA MELO, F. 2015. Análisis de los métodos de monitoreo empleados para evaluar el estado de las áreas naturales protegidas marinas en el Golfo de California. Tesis de maestría en ciencias (marinas y costeras). UABCS. La Paz, BCS. 120 p.
- GRAHAM, N. A., & K. L. NASH. 2013. The importance of structural complexity in coral reef ecosystems. *Coral Reefs* 32(2): 315-326. DOI: 10.1007/s00338-012-0984-y
- GLYNN, P. W. 1991. Coral reef bleaching in the 1980s and possible connections with global warming. *Trends in Ecology & Evolution* 6(6): 175-179. DOI: 10.1016/0169-5347(91)90208-F
- GLYNN, P. W. 1999. *Pocillopora inflata*, a new species of scleractinian coral (Cnidaria: Anthozoa) from the tropical eastern Pacific. *Pacific Science* 53: 168-180. DOI: <http://hdl.handle.net/10125/1647>
- HEALTHY REEFS FOR HEALTHY PEOPLE. 2018. *Reporte del arrecife Mesoamericano: evaluación de la salud del ecosistema*. Healthy Reefs for Healthy People. Disponible en línea en: https://www.healthyreefs.org/cms/wp-content/uploads/2012/12/SmithReefs_RC17_Pages_SPA_1207_DIG_LO.pdf (consultado el 21 de febrero de 2023).
- HOEGH-GULDBERG, O. 1999. Climate change, coral bleaching and the future of the world's coral reefs. *Marine and Freshwater Research* 50(8): 839-866. DOI: 10.1071/MF99078
- REYES-BONILLA, H. 2003. Coral reefs of the Pacific coast of México. In: Cortés, J. (Ed.). *Latin American coral reefs*. Elsevier Press, pp 331-349.
- REYES-BONILLA, H., P. A. ÁLVAREZ DEL CASTILLO CÁRDENAS, L. E. CALDERÓN AGUILEIRA, C. E. EROSA RICARDEZ, F. J. FERNÁNDEZ RIVERA MELO, T. C. FRAUSTO, B. M. LUNA SALGUERO, X. G. MORENO SÁNCHEZ, M. C. MOZQUEDA TORRES, C. O. NORZAGARAY LÓPEZ & D. PETATÁN RAMÍREZ. 2014. Servicios Ambientales de Arrecifes Coralinos: El Caso del Parque Nacional Cabo Pulmo, Baja California Sur. In: García, J. U. (Ed.). *Desarrollo regional en Baja California Sur: una perspectiva de los servicios ecosistémicos*. Universidad Autónoma de Baja California Sur, pp 49-77.
- RICHMOND, R. H. 1993. Coral reefs: present problems and future concerns resulting from anthropogenic disturbance. *American Zoologist* 33(6): 524-536. DOI: 10.1093/icb/33.6.524
- SECTUR (SECRETARÍA DE TURISMO). 2021. *Indicadores de la actividad turística en el estado de Oaxaca*. México. 42 p. Disponible en línea en: <https://www.oaxaca.gob.mx/sectur/wp-content/uploads/sites/65/2022/08/Actividad-turistica-2021ok-cierre-1.pdf> (consultado el 16 de marzo de 2023).

INSTRUCCIONES PARA AUTORES

HIDROBIOLÓGICA es una publicación **cuatrimestral** del Departamento de Hidrobiología de la División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa (UAM-I), que difunde trabajos originales e inéditos de investigación sobre temas relacionados con el ambiente acuático. No se aceptarán trabajos previamente publicados en obras con ISSN o ISBN (proceedings, resúmenes en extenso, libros, etc.). Las contribuciones podrán ser en español o en inglés y en ambos casos contendrán un resumen en español y un abstract en inglés.

HIDROBIOLÓGICA publica cuatro tipos de documentos: **artículos, notas científicas, artículos de revisión y monografías taxonómicas**. A criterio del Comité Editorial, se podrán publicar números especiales sobre tópicos o temas específicos. No se aceptarán trabajos preliminares o inconclusos, ni aquellos que pudiendo integrarse como una unidad, sean presentados por separado en forma de pequeñas contribuciones o notas seriadas.

La revista cubre un perfil amplio con las siguientes cuatro áreas generales en la que participen diversos editores asociados:

- 1 Área Morfología, Sistemática y Filogenia
- 2 Área Ambiental
- 3 Área Manejo de Recursos Acuáticos
- 4 Área de Ecología

Los trabajos recibidos serán objeto de arbitraje guiado por miembros del Comité Editorial y por los asesores del Consejo Editorial. En esta evaluación se considerarán:

- 1) Originalidad y rigor científico.
- 2) Contribución al avance en las diversas áreas del conocimiento hidrobiológico.
- 3) Presentación, en lo referente a coherencia, continuidad y consistencia.
- 4) Empleo apropiado de tablas, figuras y fotografías en relación con el texto.

Los manuscritos y figuras que no se ajusten a las siguientes instrucciones serán devueltos sin evaluación a los autores para que procedan a su adecuación.

Todo trabajo recibido por los Editores merecerá un acuse de recibo inmediato. En el caso de contribuciones firmadas por diversos autores, la correspondencia necesaria durante el proceso editorial se establecerá con el primer autor, salvo indicación distinta, indicada en el manuscrito.

Una vez que los manuscritos hayan sido revisados y se haya comprobado que cumplen cabalmente con las normas editoriales, serán introducidos en el sistema OJS (Open Journal System) de Hidrobiológica para iniciar su proceso de evaluación.

Publicar en la revista HIDROBIOLÓGICA tiene un costo de recuperación de \$500 pesos mexicanos por página en blanco y negro

(aproximadamente 27 dólares americanos) y \$1000 pesos por página a color (aproximadamente 54 dólares americanos)

MANUSCRITOS ORIGINALES

Existen varios tipos de publicaciones que pueden ser enviadas:

- a) Artículo científico
- b) Nota científica
- c) Artículo de revisión
- d) Monografía taxonómica

Las contribuciones deberán ser enviadas a través del portal Open Journal System (OJS) de HIDROBIOLÓGICA, enviando además un aviso a las siguientes direcciones de correo electrónico.

Dirección de la revista *Hidrobiológica*: rehb@xanum.uam.mx

Dirección de apoyo a la revista: enlacerevistahidrobiologica@gmail.com

Editora en jefe: rta@xanum.uam.mx

NORMAS EDITORIALES

Los autores deberán ajustar la estructura de su manuscrito dependiendo de la modalidad del trabajo.

Los archivos de texto (manuscrito, pies de figuras, tablas) se enviarán en formato Word y las figuras (fotografías, mapas, composiciones) en formato jpg o tif con buena calidad, mayor o igual a 300 ppp (puntos por pulgada).

FORMATO DE PRESENTACIÓN ARTÍCULO CIENTÍFICO

Los manuscritos se presentarán en **tamaño carta**, escritos a **doble espacio**, sin sangría y utilizando el tipo **Univers condensada** o **Arial 12** puntos en todo el trabajo.

Los **márgenes del texto tendrán 3 cm** de cada lado. Los manuscritos elaborados en procesadores de palabras: Word o formato RTF, **no estarán justificados**, sino alineados a la izquierda y **sin espacio interpárrafo**. La versión final de los manuscritos aceptados deberá acompañarse de la actualización electrónica correspondiente.

Título

Será breve y se presentará tanto en inglés como en español. Sin dejar de ser explícito con respecto al tema de trabajo, no deberá exceder de 20 palabras y deberá estar escrito con mayúsculas y minúsculas. Se

propondrá también un título resumido en el idioma en que esté escrito el manuscrito, no mayor de seis palabras. Ambos se presentarán en una página aparte, en la cual se hará constar también el nombre completo de los autores iniciando con el nombre de pila, indicando claramente la forma en la que aparecerán los créditos y su dirección institucional completa, incluyendo exclusivamente el correo electrónico del autor designado para la correspondencia.

Para citar las direcciones postales seguir el modelo:

(Laboratorio/Área/Departamento), (Facultad/Instituto/Centro), (Universidad, Unidad Académica), (Dirección con calle, número y colonia), (Ciudad, Estado o Provincia), (Código postal), (País)

Para puntuación, seguir el ejemplo:

Laboratorio de Biología Acuática, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Avenida Francisco J. Mújica s/n, Ciudad Universitaria, col. Felicitas del Río, Morelia, Michoacán, 58040, México

Resumen

En un sólo párrafo y con una extensión de mínimo 250 a máximo 280 palabras, se escribirá en una página por separado y será acompañado de su traducción al inglés (Abstract). Ambos deben estructurarse utilizando los siguientes rubros; **Antecedentes.**, **Objetivos.**, **Métodos.**, **Resultados.**, **Conclusiones.**

Palabras clave

Los autores propondrán un máximo de cinco palabras clave, tanto en español, como en inglés (Keywords), y deberán estar ordenadas alfabéticamente.

Texto

Dividido en secciones: **INTRODUCCIÓN, MATERIALES Y MÉTODOS, RESULTADOS, DISCUSIÓN, AGRADECIMIENTOS, REFERENCIAS, TABLAS** (con título en la parte superior), **LISTADO DE PIES DE FIGURA, COPIAS DE LAS FIGURAS** en Word ordenadas consecutivamente con su pie de figura en la parte inferior. Los títulos de las secciones se ubicarán en el centro de la página, claramente diferenciados del texto y escritas con mayúsculas y en negritas. Evitar en lo posible el uso de subtítulos y en caso necesario, emplear negritas nuevamente y de forma continua con el texto. Los objetivos y las conclusiones deberán incluirse en la introducción y en la discusión, respectivamente. **En ningún caso se usarán sangrías.**

Las páginas deberán ir debidamente foliadas con números consecutivos y arábigos. Para facilitar el arbitraje y la redacción de los comentarios por parte de los revisores, **se recomienda que los renglones de todo el texto, estén numerados consecutivamente desde el inicio hasta el final del manuscrito.**

En símbolos y unidades se empleará el sistema métrico decimal.

Los nombres latinos de especies biológicas se escribirán en cursivas y cuando se citen por primera vez en el texto, incluirán la autoridad nomenclatural, sin abreviaturas. Para este punto revisar las siguientes ligas:

<http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=search>

<http://www.algaebase.org/search/species/>

http://ucjeps.berkeley.edu/cgi-bin/get_bpu_from_number.pl?lookfor=118025118026118027118028

Las citas en el texto que incluyan dos autores deberán incorporar el símbolo & y para las de tres o más autores se usará *et al.*, (en cursivas)

Taxa nuevos

La descripción de taxa nuevos para la ciencia deberán ajustarse a los Códigos Internacionales de Nomenclatura.

Referencias bibliográficas

Los criterios que deberán prevalecer en esta sección serán:

- Orden alfabético del apellido del primer autor
- Citas de trabajos del mismo autor primeramente se organizarán en orden cronológico las que tengan un sólo autor, seguidas por las publicadas con dos autores en orden alfabético de acuerdo al apellido del segundo autor y cronológico si ambos apellidos coinciden.
- La citas mencionadas en el texto con el apellido del primer autor seguido de *et al.* se ordenarán cronológicamente.

Los nombres de los autores deberán escribirse con mayúsculas y minúsculas, nunca exclusivamente con mayúsculas. Las iniciales del primer autor seguirán el apellido. Para los siguientes autores las iniciales antecederán el apellido, en el caso de dos o más iniciales, estas serán separadas por un punto, y un espacio adicional. Los títulos de las revistas no deberán abreviarse y, al igual de los títulos de libros, deberán ser escritos en cursivas. Deberá existir una correspondencia total entre los autores citados en el texto del manuscrito y en las referencias. En caso necesario de citas del mismo autor, publicadas en el mismo año, o del mismo autor en coautoría con dos o más autores (primer apellido seguido de *et al.*), usar siglas (a, b, c) en minúsculas tanto en el texto como en la sección de referencias. En ningún caso usar sangrías.

Un ejemplo de las citas más comunes se presenta a manera de ayuda:

Publicaciones periódicas

Ahmad, V. U. & M. S. Ali. 1991. Pinnatifinone, a new halogenated chami-grene from the red alga *Laurencia pinnatifida* (Lamour). *Scientia Pharmaceutica* 59 (2): 243-246.

Ahmad, V. U., M. S. Ali & S. Bano. 1990a. Marine natural products. XII: lauroil, a new metabolite from the red alga *Laurencia pinnatifida* (Lamour). *Scientia Pharmaceutica* 58 (2): 299-301.

Ahmad, V. U., S. Bano, W. Shaikh, S. Uddin & M. Shameel. 1990b. Isolation and structure determination of 1,1,6,6-tetrachloro, 3,4-diphenyl hexane from brown alga *Dictyota dichotoma*. *Pakistan Journal of Scientific and Industrial Research* 33 (3): 428-430. (Nótese que ésta y la cita anterior deberán ser mencionadas en el texto como Ahmad *et al.*, 1990a y Ahmad *et al.*, 1990b).

Ahmad, V. U., M. S. Ali, S. Bano & M. Shameel. 1991. Pinnatifolide, a new metabolite from red alga *Laurencia pinnatifida* Lamour. *Pakistan Journal of Scientific and Industrial Research* 34 (1): 161-162.

Libros

Lind, O. T. 1985. *Handbook of common methods in limnology*. Kendall-Hunt Publishing Company, Dubuque. 199 p.

Eaton, A. D., L.S. Clesceri & A. E. Greenberg (eds.). 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19th ed. American Public Health Association (APHA). Washington, D. C. Folio variado.

Capítulos de libro

Litter, M. M. & D. S. Litter. 1998. Structure and role of algae in tropical reef communities. In: Lembi, C. A. & J. R. Waaland (eds.). *Algae and human affairs*. Cambridge University Press, pp. 29-56.

Suárez-Morales, E. & M. Elías-Gutiérrez. 1992. Cladóceros (Crustacea: Branchiopoda) de la reserva de la biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo y zonas adyacentes. In: Navarro, D. & E. Suárez-Morales (eds.). *Diversidad biológica en la reserva de la biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo. Vol. 2*. Centro de Investigaciones de Quintana Roo. Chetumal, pp. 145-161.

Tesis

Ibáñez-Aguirre, A. L. 1995. Algunos aspectos de la dinámica de poblaciones de *Mugil cephalus* (Linneo, 1758) y *M. curema* (Valenciennes, 1836) (Pisces: Mugilidae) en la Laguna de Tamiahua, Veracruz. Tesis de Doctorado en Ciencias (Biología), Facultad de Ciencias, UNAM. CDMX, México. 216 p.

Otros

CNA (Comisión Nacional del Agua). 2003. *Ley Federal de Derechos Normas Aplicables en materia de Aguas Nacionales y sus Bienes Públicos Inherentes 2003*. Diario Oficial de la Federación. México, D.F. Enero 2: 173-191.

Systematics Agenda. 2000. 1994. *Systematics Agenda 2000: Charting the Biosphere*. Technical Report. New York. 34 p.

Las citas a los documentos que se encuentran en la web deben hacerse de la siguiente manera: se mencionarán el autor (o en su caso la organización responsable de la publicación del documento, como por ejemplo FAO, WHO, FDA etc.), la fecha de consulta y el título, seguidos por:

En español: disponible en línea en: http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Litopenaeus_vannamei/en (consultado el 19 febrero 2010).

En inglés: Available online at: http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Litopenaeus_vannamei/en (downloaded February 19, 2010).

Ejemplos:

FAO (Food and Agriculture Organization). 2004. El estado mundial de la pesca y la acuicultura-2004 (SOFIA). Disponible en línea en: <http://www.fao.org/docrep/007/y5600e/y5600e00.htm> (consultado el 19 febrero 2010).

WHO (World Health Organization). 2004. Vitamin and mineral requirements in human nutrition. 2nd ed. World Health Organization, Geneva. Available online at: <http://whqlibdoc.who.int/publications/2004/9241546123.pdf> (downloaded February 19, 2010).

Cuando se trate de artículos, libros etc. disponibles en las dos maneras, se dará primero la cita completa y posteriormente la página web, de acuerdo al siguiente ejemplo:

SAGARPA-CONAPESCA. 2006. *Anuario estadístico de acuicultura y pesca 2006*. Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Comisión Nacional de Pesca. Mazatlán. 219 p. También disponible en la página web (si el escrito es en inglés, usar: also available at:) http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/cona_anuario_estadistico_de_pesca

Adición del DOI a las Referencias

Los libros y publicaciones periódicas colocados en las referencias bibliográficas que posean DOI (Digital Object Identifier), agregarlo al final de la referencia correspondiente, como se muestra a continuación:

Calor, A. 2009. Considerações Acerca da Filogenia de Trichoptera Kirby 1813: da Análise dos Dados para as Hipóteses ou dos Cenários para os Dados. *Entomobrasilis* 2 (1): 01-10. DOI:10.12741/ebrazilis.v2i1.24

Tablas

Se presentarán a doble espacio, **orientadas verticalmente (a menos que la tabla contenga varias columnas)**, numeradas consecutivamente con números arábigos, con **un breve título en la parte superior y referidas al texto**. Deberán escribirse con letras y números en tipo Univers condensada o Arial 10 puntos, con mayúsculas y minúsculas; si son necesarias notas aclaratorias, éstas se pondrán en la parte inferior de la figura, con tamaño de fuente 8. **Se evitarán las líneas verticales y horizontales así como el uso de columnas que implique el empleo de tabuladores.**

Figuras

Las figuras deben ser originales, en caso de que algunas de ellas que forman parte del manuscrito hayan sido publicadas previamente, el autor estará obligado a solicitar los permisos correspondientes e indicar la referencia y cita correspondiente de donde son tomadas. En caso de que las figuras se modifiquen, indicarlo con la leyenda "Fig. modificada de (...)".

Además de las figuras incorporadas en el texto en Word, éstas se enviarán en archivos separados en alta resolución, cada uno identificado por el autor y con la numeración correspondiente a la figura. Serán numeradas consecutivamente con números arábigos y referidas al texto en forma secuencial. Las leyendas deberán escribirse con mayúsculas y minúsculas. El tamaño máximo para una figura o grupo de figuras será de 17 cm de longitud y 13 cm de ancho; el mínimo permitido será de 8 X 8 cm. Letras y números tendrán como máximo 10 puntos y como mínimo 8. Las figuras a escala deberán acompañarse de una escala gráfica. Todos los términos, símbolos y abreviaturas serán los empleados en el texto. **Es indispensable que las figuras o dibujos se envíen como archivos TIFF o JPG, con una definición mínima de 300 ppp., por ejemplo: Figura_1_Meave_dinos.jpg**

Fotografías

Sólo las estrictamente indispensables y con buen contraste. Cuando se realicen composiciones se dejará un pequeño espacio entre foto y foto. Las dimensiones máximas y mínimas se apegarán a las mencionadas en el inciso de figuras. Los números y letras no serán mayores de 10 puntos ni menores de 8 puntos. Las fotografías deben ser enviadas por separado y con buena calidad. Se numerarán como figuras en orden consecutivo a su referencia en el texto. **Se aceptarán figuras, o fotografías a color, cuando su uso sea indispensable y su costo será cubierto por los autores al momento de pagar los gastos de publicación.**

FORMATO DE PRESENTACIÓN PARA NOTAS CIENTÍFICAS

Para la elaboración de notas, los autores deberán seguir el formato: **TÍTULO** en el idioma del trabajo, **TÍTULO** traducido al inglés o al español, **AUTORES, INSTITUCIONES DE ADSCRIPCIÓN, RESUMEN, ABSTRACT (resumen en inglés), Palabras clave y Keywords, AGRADECIMIENTOS y REFERENCIAS.** Éstas se apegarán a las normas editoriales de los artículos de investigación, **aunque sin apartados en el cuerpo de la nota.** Se ajustará el texto a un mínimo de cinco cuartillas y un máximo de siete, a doble espacio. Se recomienda la presentación de una sola tabla o figura.

FORMATO DE PRESENTACIÓN PARA ARTÍCULOS DE REVISIÓN

Este tipo de artículo podrá llevar el mismo formato que los artículos científicos o al menos los encabezados de **INTRODUCCIÓN, DISCUSIÓN y REFERENCIAS,** incluyendo en ellos los subtemas que los autores consideren pertinentes.

La recepción y aceptación final de los artículos de revisión estarán sujetas a la decisión final por parte del Comité Editorial.

FORMATO DE PRESENTACIÓN PARA MONOGRAFÍAS TAXONÓMICAS

Este tipo de artículos podrá tener el mismo formato que los artículos científicos, en la porción de resultados incluirá la descripción de especies. La extensión de estos trabajos podrá ser de hasta 2/3 partes de un volumen (aprox. 60 páginas del formato Word a doble espacio).

Derechos de autor

La aceptación final de un manuscrito para su publicación **implica la cesión de los derechos de autor a la casa editorial de la revista *Hidrobiológica*, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa.**

Pruebas de galera

Las pruebas serán revisadas por los autores y devueltas al Editor en jefe **tres días después de haber sido recibidas.** Si las pruebas no se entregan a tiempo, su contribución se publicará sin las correcciones correspondientes.

Dirección Postal

Departamento de Hidrobiología, DCBS, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, Av. San Rafael Atlixco N° 186. Col. Vicentina, Iztapalapa, 09340, Apartado Postal 55-535, Ciudad de México, México. Edificio AS, cubículo 305.

Teléfono: 01 (55) 5804 4600 Ext. 3053. Desde otro país: 52 (55) 5804 4600, Ext. 3053.

INSTRUCTIONS FOR AUTHORS

HIDROBIOLÓGICA is a peer-reviewed research journal published every four months by the Departamento de Hidrobiología de la División de Ciencias Biológicas y de la Salud, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa (UAM-I). The journal publishes original papers related to aquatic environments. Data previously published in works with ISSN or ISBN (proceedings, extensive abstracts, books, etc.) will not be accepted. Contributions can be in Spanish or English. In both cases an abstract in Spanish and English must be included.

HIDROBIOLÓGICA publishes four types of documents: **scientific papers, scientific notes, review papers, and taxonomic monographs**. Periodically, the Editorial Board decides to publish special issues on specific topics or themes. Preliminary or unfinished works will not be accepted. Similarly, research presented in serial parts or small contributions are not accepted.

Various associate editors participate with the Journal to cover a wide variety of topics within the following four general areas:

- 1 Morphology, Systematics, and Phylogenics
- 2 Environment
- 3 Aquatic Resources Management
- 4 Ecology

All articles received **will go through a review process guided by a member** of the Editorial Committee or an Editorial Board Advisor. This evaluation will consider:

- 1) Originality and scientific rigor
- 2) Advances in knowledge of the different areas of hydrobiology
- 3) Coherence, continuity, and consistency of presentation
- 4) Appropriate use of tables, figures, and photographs in the text

Manuscripts and figures that do not comply with the following instructions will be returned to the authors without evaluation so that appropriate changes can be made.

All manuscripts received by the Editors will be immediately acknowledged. Correspondence during the editorial process will be directed to the first author unless otherwise indicated in the manuscript.

Once manuscripts have been reviewed and found to comply fully with the editorial instructions, they will be included in the Hidrobiológica Open Journal System to begin the evaluation process.

Publishing in HIDROBIOLÓGICA has a recovery cost of \$500 Mexican pesos per page in black and white (27 USD, approximately) and \$1000 Mexican pesos per page in color (54 USD, approximately).

ORIGINAL PAPERS

Several types of papers can be submitted:

- a) Scientific article
- b) Scientific note
- c) Review article
- d) Taxonomical monograph

Contributions should be submitted through the portal Open Journal System (OJS) of HIDROBIOLÓGICA, also sending a notice to:

Hidrobiológica: reh@xanum.uam.mx

Assistant editor: enlacerevistahidrobiologica@gmail.com

Editor-in-chief: rta@xanum.uam.mx

AUTHOR GUIDELINES

Authors must adjust the structure of their paper to the type of manuscript being submitted.

Text files (manuscript, figure legends, tables) must be presented in Word format, while figures (photographs, maps, compositions) should be in good-quality **JPG** or **TIFF** format, equal or higher than 300 dpi.

SUBMISSION FORMAT FOR A SCIENTIFIC PAPER

All manuscripts must be submitted in **letter format**, single column, **double spaced**, without tabs, in **Universe Condensed** or **Arial 12** font.

Texts will have **3 cm margins on each side**. Manuscripts written in Word or RTF word processors **should not be justified**, but rather aligned to the left with **no space between paragraphs**. The final version of accepted manuscripts must be accompanied by relevant electronic updates.

Title

The title should be concise, no longer than 20 words, and indicative of the nature of the paper. It must be written in English and Spanish in capital and lower-case letters. A short title of up to six words should also be provided in the same language as the rest of the manuscript. Both titles must be submitted on a separate sheet that includes authors' names. These should include the last name and one first name of each author spelt in full, clearly indicating the order in which credits must appear and their institutional address, including the email of the corresponding author.

For postal addresses, follow the pattern:

(Laboratory/Area/Department), (Faculty/Institute/Center), (University/Campus), (Address with street and number), (City, State or Province), (ZIP Code), (Country)

For punctuation, follow the example:

Laboratorio de Biología Acuática, Facultad de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Avenida Francisco J. Mújica s/n, Ciudad Universitaria, col. Felicitas del Río, Morelia, Michoacán, 58040, México

Abstract

We require a one-paragraph abstract in English and a one-paragraph "resumen" in Spanish, each with a **maximum length of 250 words**. Both must be submitted on a separate sheet. **Background., Goals., Methods., Results., Conclusions.**

Keywords

Appropriate **keywords** (4-5) should be provided in English and Spanish in alphabetical order.

Main text

The following sections must be included in a bold center title: **INTRODUCTION**. This should state the investigated problem, the aim of the work, and previous relevant work with appropriate references. The **MATERIALS AND METHODS** used should be stated clearly in sufficient detail to permit others to repeat the research, if so desired. **RESULTS** should be presented concisely, with tables or illustrations for clarity. **DISCUSSION** should cover the significance of the findings without repetition of material in the Introduction and Results sections. This section must contain the conclusions of the work, **ACKNOWLEDGEMENTS**, and **REFERENCES**. It is very important that references be checked carefully. Subheadings should be avoided but if necessary they must be in bold and continuously written within the paragraph.

Pages should be numbered consecutively with Arabic numerals. **Please number all lines in the manuscript consecutively** in order to facilitate the review process by allowing reviewers to pinpoint specific references more easily.

The decimal metric system should be used for symbols and units.

Latin names of **biological species should be written in italics**. The first mention of a species in the text should include the **nomenclature authors without abbreviation**. In the case of **animal species, the year of publication of the description** should be indicated.

References in the text that include two authors should incorporate the ampersand (&) symbol, whereas three or more authors should include *et al.* (in italics).

New taxa

Description should follow the international code of nomenclature.

References

References should adhere to the following guidelines:

- In alphabetical order by the first author's last name.
- Citations of works by the same author in chronological order, then those published by two authors in the same order (alphabetically by the second author's last name and chronologically in case of coincidence).
- References in the text with **et al.** should be ordered chronologically.

Authors' names should be written in capital and lower-case letters, not in capital letters exclusively. Initials of the first author will follow the last name. For additional authors, initials will precede the last name. In the case of two or more initials these should be separated by a period and a space. **Journal titles should not be abbreviated. Book and journal titles should be in italics.** The total number of cited authors in the text should coincide with the total number of references. Citations of the same author, published in the same year, or with the same co-authors (last name followed by *et al.*), should use the small letters (a, b, c) within the text and in the reference section. Never use indentations.

Examples of the most common citations are presented below:

Periodical publishing

Ahmad, V. U. & M. S. Ali. 1991. Pinnatifinone, a new halogenated chami-grene from the red alga *Laurencia pinnatifida* (Lamour). *Scientia Pharmaceutica* 59 (2): 243-246.

Ahmad, V. U., M. S. Ali & S. Bano. **1990a**. Marine natural products. XII: lauroil, a new Metabolite from the red alga *Laurencia pinnatifida* (Lamour). *Scientia Pharmaceutica* 58 (2): 299-301.

Ahmad, V. U., S. Bano, W. Shaikh, S. Uddin & M. Shameel. **1990b**. Isolation and structure determination of 1,1,6,6-tetrachloro, 3,4-diphenyl hexane from brown alga *Dictyota dichotoma*. *Pakistan Journal of Scientific and Industrial Research* 33 (3): 428-430. (Please note that this citation and the one before, should be mentioned in the text as Ahmad *et al.* 1990a and Ahmad *et al.* 1990b).

Ahmad, V. U., M. S. Ali, S. Bano & M. Shameel. 1991. Pinnatifolide, a new metabolite from red alga *Laurencia pinnatifida* Lamour. *Pakistan Journal of Scientific and Industrial Research* 34 (1): 161-162. 4

Books

Lind, O. T. 1985. *Handbook of common methods in limnology*. Ken-dall-Hunt Publishing Company, Dubuque. 199 p.

Eaton, A. D., L. S. Clesceri & A. E. Greenberg (eds.). 1995. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19th ed. American Public Health Association (APHA). Maryland. Varied folio.

Book chapter

Litter, M. M. & D. S. Litter. 1998. Structure and role of algae in tropical reef communities. *In: Lembi, C. A. & J. R. Waaland (eds.). Algae and human affairs*. Cambridge University Press, pp. 29-56.

Suárez-Morales, E. & M. Elías-Gutiérrez. 1992. Cladóceros (Crustacea: Branchiopoda) de la reserva de la biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo y zonas adyacentes. *In: Navarro, D. y E. Suárez-Morales (eds.). Diversidad biológica en la reserva de la biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo. Vol. 2.* Centro de Investigaciones de Quintana Roo. Chetumal, pp. 145-161.

Thesis

Ibáñez-Aguirre, A. L. 1995. Algunos aspectos de la dinámica de poblaciones de *Mugil cephalus* (Linneo, 1758) y *M. curema* (Valenciennes, 1836) (Pisces: Mugilidae) en la Laguna de Tamiahua, Veracruz. Tesis de Doctorado en Ciencias (Biología), Facultad de Ciencias, UNAM. CDMX, México. 216 p.

Others

CNA (Comisión Nacional del Agua). 2003. *Ley Federal de Derechos Normas Aplicables en materia de Aguas Nacionales y sus Bienes Públicos Inherentes 2003.* Diario Oficial de la Federación. CDMX, México. Enero 2: 173-191.

Systematics Agenda 2000. 1994. *Systematics Agenda 2000: Charting the Biosphere.* Technical Report. New York. 34 p.

Online citations

References to online-only journals and books should include the author (or the responsible agency, i.e., FAO, FDA, WHO, etc.), title, website, and date of access, followed by:

In Spanish: Disponible en línea: http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Litopenaeus_vannamei/en (consultado el 19 febrero 2010).

In English: Available online at: http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Litopenaeus_vannamei/en (downloaded February 19, 2010).

Examples:

FAO. 2004. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2004 (SOFIA). Available on line at: <http://www.fao.org/docrep/007/y5600e/y5600e00.htm> (downloaded february 19, 2010).

WHO. 2004. Vitamin and mineral requirements in human nutrition. 2nd ed. World Health Organization, Geneva. Available online at: <http://whqlibdoc.who.int/publications/2004/9241546123.pdf> (downloaded February 19, 2010).

Citations available in both printed and online sources should be cited as follows: First with a complete citation and then the website address, as in the following example:

SAGARPA-CONAPESCA. 2006. *Anuario estadístico de acuicultura y pesca 2006.* Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. Comisión Nacional de Pesca. Mazatlán. 219 p. Also available at: http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/cona_anuario_estadistico_de_pesca

Addition of DOI to References

The references of books and articles that have DOI (digital object identifier), it must be added at the end, as shown below:

Calor, A. 2009. Considerações About da Filogenia de Trichoptera Kirby 1813: da Análise dos Dados for Hipóteses ace or dos Cenários for Dados. *Entomobrasilis* 2 (1): 01-10. DOI:10.12741 / ebrasilis.v2i1.24

Tabular material

Tabular material must be clearly set out with the number of columns in each table kept to a minimum and **vertically oriented** using double spacing **without tabs**, Universe Condensed or Arial 10 font. Tables, numbered consecutively with Arabic numerals, must be typed on separate sheets, leaving sufficient space around the copy for printer's instructions. Tables must have **concise headings at the top** that enable comprehension without reference to the main text. Please ensure that the data in columns are consistent in the number of significant figures. Footnotes should be kept to a minimum and indicated by asterisks and daggers (*, †) at the bottom of the table with type 8. **Vertical and horizontal lines should be avoided.**

Figures

Figures should be originals. If you intend to use previously published figures, you must obtain written permission and indicate the reference and citation of their original appearance. If the figure was changed, indicate this with the legend "Figure modified by (...).

In addition to the figures included in the Word file, each one should be **sent as a separate high-resolution file**. Number illustrations with Arabic numerals consecutively, in order of appearance in the text. Legends should be written in capital and lower-case letters. **Maximum size** of a figure or group of figures will be **17 cm length and 13 cm width** with a minimum size of 8X8 cm. Numbers and letters in the figure must be 10 points maximum and 8 points minimum. **Figures with scale must be accompanied with a graph scale.** Terms, symbols, and abbreviations will be the same as in the text. **Suitable file types include Joint Photographic Experts Group (JPEG), Tagged Image File Format (TIFF) with a minimum resolution of 300 dpi. Example: Figure_1_Meave_dinos.jpg**

Photographs

Keep photographs to a minimum. They should be of good quality and well contrasted. Number photographs with Arabic numerals consecutively, in order of appearance in the text. When using compositions, leave a small space between each photo. Photographs should follow the same size instructions as figures. Photographs should be placed in separate files.

The Journal will accept color figures and photographs only when essential to the paper. Authors must cover the additional production costs of color printing.

SUBMISSION FORMAT FOR SCIENTIFIC NOTES

The format of a Scientific Note is as follows: **TITLE (in Spanish and English), AUTHORS, INSTITUTIONS, ABSTRACT** (with keywords in alphabetic order), **RESUMEN** (abstract in Spanish with keywords (“palabras clave”) in alphabetic order), **ACKNOWLEDGEMENTS**, and **REFERENCES**. The same format as a scientific paper should apply, but without **separate sections in the body of the note**. The minimum and maximum total manuscript length is 5-7 letter-sized, double-spaced pages. Please refrain from including more than one table or figure.

SUBMISSION FORMAT FOR A REVIEW PAPER

Review papers will have the same format as original manuscripts with at least the **INTRODUCTION, DISCUSSION**, and **REFERENCES** headings, and any headings and subheadings that authors consider pertinent.

Reception and final acceptance of review papers will be decided by the Editorial Board.

Publishing in Hidrobiológica implies that all authors agree to transfer the article's copyright to the Editorial Board of Hidrobiológica Journal, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa.

Monographs should have the same format as a scientific paper. The results section should include a description of the species. The length of a monograph can be up to two-thirds of a volume (60 double spaced Word pages).

Copyright

Final acceptance of a manuscript for publication implies **the transfer of all rights to the Editorial Board of Hidrobiológica, Universidad Autónoma Metropolitana Iztapalapa.**

Proofs

Author's proofs will be emailed to the corresponding author. Proofs must be corrected and returned to the Associate Editor **within 72 hours after receipt**; failure to do so will result in publication without corrections.

Postal address

Departamento de Hidrobiología, DCBS, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa, Av. San Rafael Atlixco No. 186. Col. Vicentina, Iztapalapa, 09340, Apartado Postal 55-535, Ciudad de México, México. Edificio AS, cubicle 305.

Telephone: +52 55-5804 4600, Ext. 3053.

HIDROBIOLÓGICA

Revista del Departamento de Hidrobiología

VOLUMEN 33

Número 2

2023

Medina-Rosas, P. Once y contando: <i>Numeralia</i> y análisis del Congreso Mexicano de Arrecifes Coralinos (2000-2022)	I-VI
Carmona-Islas, C., J. Toto-Cobix, J. Santander-Monsalvo, C. Galicia-García y T. F. Hernández-Tamay Comunidades de aves de las islas del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano	87-96
Medina-Rosas, P., M. Á. Báez-Pérez y L. López-Luján Corales blandos (Cnidaria: Anthozoa: Octocorallia) de las ofrendas 178 y 179 del Templo Mayor de Tenochtitlan, México	97-104
González-Gándara, C. Densidad, biomasa y estructura de tallas del pez león en el arrecife Tuxpan, Veracruz	105-114
Delgadillo-Nuño, M. A., M. A. Liñán-Cabello, M. Justel-Díez, E. Delgadillo-Nuño, T. Kono-Martínez, C. E. Galindo-Sánchez, R. A. Cabral-Tena and E. J. Carpizo-Ituarte Two biomarkers of gene expression plasticity in Pocillopora corals from the Carrizales reef, Mexican Tropical Pacific	115-125
Muñoz-Alfaro, A., A. P. Rodríguez-Troncoso, A. L. Cupul-Magaña, J. de J. A. Tortolero-Langarica and R. A. Cabral-Tena Evaluación de la restauración activa mediante el índice de función arrecifal en arrecifes del Parque Nacional Islas Marietas	127-137
Calderón-Aguilera, L. E. El ecosistema mesofótico del archipiélago Espíritu Santo como refugio ante el cambio climático	139-148
Montalvo-Jaramillo, L. M., A. P. Rodríguez-Troncoso, A. L. Cupul-Magaña y R. A. Cabral-Tena Funcionalidad física como indicador de disponibilidad de hábitat en Islas Marietas, Nayarit, México	149-156
Hermosillo-Núñez, B. B., L. E. Calderon-Aguilera, F. A. Rodríguez-Zaragoza and A. L. Cupul-Magaña Trophic network structure and dynamics simulations of the rocky-reef ecosystem of Yelapa, Mexican Pacific	157-167
Alvarado-Rodríguez, J. F., H. Nava, R. A. Cabral-Tena, C. O. Norzagaray-López y L. E. Calderon-Aguilera Contribución de los heterótrofos a la calcificación secundaria en arrecifes marginales del Pacífico mexicano	169-178
Medellín-Maldonado, F., R. Granja-Fernández, T. M. González-Mendoza, D. García-Medrano, R. Cabral-Tena, L. Alvarez-Filip y A. López-Pérez Macrobioerosión de corales constructores de arrecifes y su impacto en la dinámica de carbonatos en los arrecifes de Huatulco, México	179-189
Navarrete-Torices, C. R., H. Reyes-Bonilla y R. A. Cabral-Tena Descripción de la funcionalidad física en los arrecifes de coral de Isla Espíritu Santo, La Paz, Baja California Sur	191-200
Cabral-Tena, R. A., F. Medellín-Maldonado, R. Granja-Fernández, T. M. González-Mendoza y A. López-Pérez Presupuesto de carbonato en el parche de arrecife de La Entrega, Oaxaca. Sur del Pacífico Mexicano	201-210
Morales-Domínguez, E., L. F. Álvarez-Sánchez y L. E. Calderon-Aguilera Variabilidad espacio temporal de la zona eufótica en Bahía de Banderas	211-222
Salcedo-Garduño, M. G., C. Reyes-Velázquez, I. Galaviz-Villa, M. del R. Castañeda-Chávez, F. Lango-Reynoso, y C. Dávila-Camacho Presencia de formas parasitarias de importancia zoonótica en arena de playas que inciden en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano	223-230
Peralta-Peláez, L. A., C. Peña-Montes, L. Hermida-Castellanos, O. de J. Huerta-Quero, C. Hernández-Álvarez, I. A. Mejía-Estrella y B. Coromoto Sulbarán-Rangel Microplásticos en playas de la zona de influencia del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV), México	231-242
NOTAS CIENTÍFICAS	
Hernández-Aguilera, J. L., R. E. Toral-Almazán, J. A. Ruiz-Nuño y Nuno Simões Crustáceos estomatópodos y decápodos en 12 arrecifes coralinos del Golfo de México	243-249
Rivera-Ortega, J. and P. E. Thomé Production of clone polyps of the model organism <i>Exaiptasia diaphana</i> (Rapp, 1829)	251-255
Granja-Fernández, R., A. López-Pérez, O. Valencia-Méndez, C. Chapa-Balcorta, M. Flores-Ramírez, O. Domínguez-Domínguez, E. Torres-Hernández y M. Y. López-Arroyo Isla La Blanca, la comunidad coralina más suroriental del Pacífico mexicano	257-264
Meléndez-Rosas, R., G. García-Vázquez, M. Franco-Ortiz, H. Reyes-Bonilla, A. Cupul-Magaña, A. López-Pérez, S. Jaume-Schinkel, A. Ayala-Bocos, G. Pérez-Lozano, J. Rodríguez-Villalobos, I. Amador-Castro, J. Castrejón-Pineda, I. González-López, C. Godínez-Reyes, M. Salgado-Gallegos, E. Frias-Hernández, M. Cortés-Hernández & D. Saldierna-Calápiz Fortalecimiento del manejo y conservación de corales en Áreas Naturales Protegidas del Pacífico mexicano mediante una red colaborativa	265-271
Instrucciones para autores	273-276
Instructions for authors	277-280

Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA-IZTAPALAPA

PUBLICADA EN AGOSTO DE 2023